

SOCIETÀ BOTANICA ITALIANA ONLUS

GRUPPO PER L'ECOLOGIA
GRUPPO PER LA CONSERVAZIONE DELLA NATURA

SEMINARIO
SU

STUDI DI DEMOGRAFIA DELLE POPOLAZIONI.
PROBLEMI, METODOLOGIE ED ESEMPI A CONFRONTO

PAVIA
12-13 APRILE 2006

PRESENTAZIONE

Gli studi popolazionistici come strumento per la conservazione

C. SINISCALCO e G. ROSSI

Molte specie di piante hanno subito una forte riduzione nel giro di pochi anni, soprattutto nelle regioni più densamente popolate, dove lo sviluppo delle attività umane ha fatto sentire il suo fortissimo impatto sugli spazi naturali e sulle specie che in essi vivono. Tra le maggiori conseguenze dell'antropizzazione vi sono lo sviluppo delle attività agricole ed industriali che provocano la distruzione e la frammentazione degli habitat, il cambiamento nell'uso del suolo, cambiamenti climatici, ecc. I risultati sono mutamenti nei delicati equilibri naturali con conseguenze anche molto pesanti per le popolazioni di specie vegetali. La comprensione di ciò che accade all'interno di una popolazione, quando si manifestano detti problemi nell'ambiente circostante, è di vitale importanza per proporre strategie di salvaguardia delle specie.

La biologia di popolazione e gli studi demografici consentono proprio la comprensione delle complesse dinamiche che avvengono all'interno delle popolazioni, non solo vegetali. La vita di ogni popolazione è regolata da complessi meccanismi di interazione tra i diversi individui che la compongono, il contesto ambientale in cui essa è inserita e gli individui di altre specie che sono competitori per quanto riguarda lo spazio e le risorse. Vi è poi l'interazione tra popolazioni della stessa specie, che avviene attraverso lo scambio di individui (animali) e di materiale riproduttivo (polline, semi, spore). Studiare e valutare l'interazione di così tante variabili è da sempre lo scopo della Biologia di Popolazione. Capire cosa avviene nell'"intimo" di una popolazione, consente di ipotizzarne l'evoluzione futura, arrivando a predire, sempre con un certo margine di incertezza, se quella popolazione è destinata ad espandersi, a contrarsi o addirittura ad estinguersi. Per arrivare a tale dettaglio di comprensione sono necessari impegnativi studi di lunga durata in cui vengono misurate moltissime variabili della popolazione, come grandezza, densità, struttura demografica, relazioni con le variabili ecologiche e le variazioni dei suddetti parametri in più anni. Il risultato è una grande massa di dati che se elaborata statisticamente nei modi oppor-

tuni, anche attraverso specifici software, può dare informazioni sulla reale vitalità della popolazione e una previsione sulla sua futura esistenza (*Population Viability Analysis*, PVA; *Minimum Viable Population*, MVP). Questi dati, in particolare, sono utili per l'*assessment* delle specie (criterio E) per la redazione di liste rosse, secondo IUCN.

Lo scopo di ricerche così complesse ha dei risvolti molto pratici nel campo della Biologia della Conservazione. Esse, infatti, permettono di giungere ad un livello di conoscenza così dettagliato delle popolazioni che si studiano da mettere in risalto criticità contrastabili, in seconda battuta, attraverso adeguate misure di salvaguardia *in situ* ed *ex situ*.

Gli studi di popolazione sono quindi dei fondamentali strumenti scientifici da impiegare come base conoscitiva in interventi di conservazione che risultino molto precisi e diretti alle problematiche in atto. Uno strumento, quindi, indispensabile in una situazione in cui vi è forte carenza di risorse umane e finanziarie disponibili per la Conservazione della Natura.

Mentre nel resto del mondo i principi della Biologia di Popolazione sono stati applicati a numerose specie, in Italia vi è un forte ritardo in questo senso, mancando quasi totalmente studi popolazionistici già conclusi. Solo negli ultimi anni alcuni gruppi di ricerca hanno avviato una raccolta dati attraverso il monitoraggio di specie minacciate, che potranno essere utilizzati come modello del lavoro utile a colmare la lacuna di studi popolazionistici su specie italiane.

Da qui l'idea di proporre questo seminario, con la presenza di studiosi noti a livello internazionale, ma anche ricercatori impegnati in questo tipo di studi a livello italiano, per favorire il dialogo e lo scambio di esperienze.

Il materiale di seguito riportato pensiamo che possa servire per incrementare gli studi su specie italiane e, di conseguenza, anche la stesura di liste rosse della flora italiana basate su dati sempre più precisi ed oggettivi.

AUTORI

Consolata Siniscalco (*consolata.siniscalco@unito.it*), Dipartimento di Biologia Vegetale, Università di Torino, Viale Mattioli 25, I-10125 Torino, Graziano Rossi (*graziano.rossi@unipv.it*), Dipartimento di Ecologia del Territorio, Università di Pavia, Via S. Epifanio 14, I-27100 Pavia

Genetic and demographic consequences of habitat fragmentation and alteration for plants

D. MATTHIES

RIASSUNTO - *Conseguenze della frammentazione ed alterazione dell'habitat sulla genetica e sulla demografia delle piante* - Negli ultimi decenni molte specie vegetali, un tempo comuni, si sono ridotte a piccole popolazioni isolate, in seguito al forte declino provocato dalla frammentazione del proprio habitat ad opera delle attività antropiche. Conseguenze immediatamente osservabili di questi cambiamenti sono la riduzione della capacità riproduttiva e l'aumento delle probabilità di estinzione per eventi stocastici. In particolare, nelle piccole popolazioni, la diversità genetica diminuisce in conseguenza della casuale deriva genetica e della minor probabilità di incrocio tra individui non consanguinei (inincrocio). Proprio l'inincrocio può ridurre notevolmente la vitalità dei singoli esemplari e quindi dell'intera popolazione. Gli studi che hanno evidenziato l'importanza della diversità genetica sono moltissimi e alcuni autori propongono di contrastare la bassa variabilità genetica delle popolazioni isolate, aumentando artificialmente il flusso genico tra le popolazioni stesse. Questa soluzione, però, presenta alcuni problemi. Molte specie di piante formano diverse popolazioni, ognuna adattata a condizioni ambientali locali. L'incrocio tra popolazioni adattate a condizioni estremamente diversificate può far sì che i loro discendenti abbiano una *fitness* ridotta rispetto ai "genitori". Ciò può essere una conseguenza della disgregazione, a causa dell'incrocio, di complessi genici coadattati, che rende gli organismi meno adattati alle specifiche condizioni locali. La genetica ha, quindi, un ruolo fondamentale nelle prospettive di sopravvivenza di una popolazione. La ridotta variabilità genetica riduce la capacità delle piccole popolazioni di adeguarsi ai mutamenti delle condizioni ambientali. La biologia di popolazione, nel caso specifico relativamente alle piante, è da considerarsi uno strumento che rende possibile valutare gli eventuali adattamenti locali, stimare il rischio di estinzione e suggerire appropriate misure per la corretta gestione delle popolazioni di specie minacciate. Approfonditi studi demografici possono mettere in evidenza alcuni stadi particolarmente critici del ciclo vitale di una pianta e possono fornire le basi per la modellizzazione delle dinamiche interne alle popolazioni. Includendo in questi modelli anche dati relativi ad eventi stocastici demografici e ambientali, si ottengono delle stime del rischio di estinzione delle diverse popolazioni (Analisi di Vitalità delle Popolazioni). Studi di questo tipo risultano particolarmente utili, in quanto permettono una migliore comprensione delle relazioni tra la demografia e quindi le dinamiche di una popolazione, e le condizioni ambientali in cui la popolazione stessa è inserita [*life table response experiment* (LTRE) *analysis*].

In the last decades many formerly common plant species have strongly declined in Europe. Two main factors responsible for this decline are habitat fragmentation and anthropogenic habitat alteration, in particular through nutrient enrichment. In the following I will illustrate the consequences of these two processes for the population biology of plants, using examples from our own work on the demography and genetics of plants of nutrient-poor grasslands, a threatened and strongly fragmented type of habitat. The fragmentation of habitats due to changes in land-use practices, building of transport infrastructure ecc. results in the reduction of the size of the remaining habitat patches and populations and in increased isolation of these habitat patches and populations from each other. This in turn may result in the reduced colonisation of habitats by plants, a disruption of plant-pollinator interactions, reduced

gene flow between populations and in increased inbreeding and genetic drift. Short-term consequences of these changes may be reduced reproduction in the fragmented populations, because of changes in pollinator behaviour, and an increased risk of extinction due to environmental stochasticity and increased inbreeding (e.g. MATTHIES *et al.*, 1995; FISCHER, MATTHIES, 1998a, b; KÉRY *et al.*, 2003; COLLING *et al.*, 2004; KÉRY, MATTHIES, 2004; MATTHIES *et al.*, 2004; COLLING, MATTHIES, 2006). A possible long-term consequence is a reduced ability to respond to changes in environmental conditions due to reduced genetic variability (KÉRY *et al.*, 2000; MATTHIES 2000; BERG *et al.*, 2005).

One of the first consequences of fragmentation is often a reduction in plant reproduction. We found for several grassland species that seed production per plant was lower in small than in large populations

(FISCHER, MATTHIES, 1998a; KÉRY *et al.*, 2000; KÉRY, MATTHIES, 2004; BECKER 2005). There are several possible explanations for this reduced reproduction: (1) Environmental conditions may be worse at sites with small populations. However, we found no evidence for this. (2) Small populations may be less attractive for pollinators. There was evidence for pollination problems for some of the studied species. (3) The reduced reproduction may indicate inbreeding depression. That genetic problems may play a role was indicated by the reduced fitness of offspring from small populations in comparison to that from large populations in common garden studies (FISCHER, MATTHIES, 1998a; BECKER, 2005). Moreover, in *Gentianella germanica*, a species for which this was studied, we found reduced molecular genetic variability in small populations (FISCHER, MATTHIES, 1998b), indicating the loss of genetic variability through drift.

Reduced reproduction may not affect the performance of populations in the field if they are not seed-limited, and even a reduced fitness of offspring in a common garden is only an indication of potential problems. However, we studied the growth rate of field populations of one of the species, *Gentianella germanica*, and found that small populations had a lower growth rate, indicating that these problems already affect the survival probability of field populations (FISCHER, MATTHIES, 1998a). Fragmentation has many detrimental effects on plant populations, but it may also result in a lower abundance of insect parasites and fungal pathogens in fragmented populations (KÉRY *et al.*, 2001; COLLING, MATTHIES, 2004). Because the risk of extinction is expected to increase with decreasing number of individuals in a population, population size plays a central role in the assessment of the effects of fragmentation. There are two principal approaches to investigate the relationship between population size and the risk of extinction: (1) Stochastic simulations of the population dynamics on the basis of empirical demographic data, and (2) an empirical analysis of the extinction of populations over a period of time in relation to their size. In my presentation I will present examples for both approaches. An example of the first approach is the analysis of the demography of the rare long-lived plant *Scorzonera humilis* in Luxembourg. The risk of extinction over 100 years differed strongly among the studied populations indicating that there is no general rule for a size of a viable population (COLLING, MATTHIES, 2006).

An empirical analysis of the relationship between population size and risk of extinction requires long-term data on the population size and survival, which are rarely available. A notable exception is the program to monitor the populations of rare plants in the German state of Lower Saxony. We used data from this program as a basis to study the relation between population size and extinction in plants. For seven rare species the probability of a population to survive over a ten-year period increased significantly with its size at the begin of the study. However, the mini-

mum population size for a probability of survival of 90% over ten years varied from 70 - 1300 individuals among species, again indicating that there may be no general rules for the size of minimum viable plant populations (MATTHIES *et al.*, 2004).

The mean size of the surviving populations, with the exception of those of *Gentianella germanica*, did not decline over the study period, but was similar, or even increased. This was also true for populations that had been small (< 100 individuals) at the beginning of the study. This suggests that not a general deterministic decline in habitat quality was responsible for the fate of the populations that became extinct, but that extinction had a strong stochastic component (MATTHIES *et al.*, 2004).

Plant species with a large area of distribution may either consist of a strongly plastic general purpose genotype or may consist of ecotypes that are adapted to specific regional or even local environmental conditions. In a large European project, we studied the scale of adaptation using the declining plant *Carlina vulgaris* as a model species (BECKER *et al.*, 2006a). Offspring from 74 populations from seven European regions (S-Sweden, S-Britain, C-Netherlands, C-Germany, W-Czechia, Luxembourg and N-Switzerland) was grown in a common garden. There was strong morphological variation among the plants from the different regions, but also among populations within regions and families within populations. This variation could be due to random genetic drift, or it could be adaptive. To study possible adaptations, reciprocal transplant experiments were conducted both at the European and the regional scale. Seedlings were transplanted into their home and into the other six regions, and within each region, seedlings were reciprocally transplanted among several populations. The results showed that *C. vulgaris* consists of regionally adapted genotypes. Native genotypes had a higher fitness at their home site than foreign genotypes, and the fitness of plants decreased with the distance between the population of origin and the transplant site. However, there was no evidence for adaptation to local conditions within regions. Similar results were found for a common species, *Hypochoeris radicata* (BECKER, 2005) The results suggest that reintroduction programs should use local material whenever possible to avoid problems of maladaptation, but should consider the potential problems of both inbreeding and outbreeding depression (FISCHER, MATTHIES, 1997; BECKER *et al.*, 2006b).

Because populations in European regions are genetically different from each other, efforts should be made to conserve species where they have become rare, even if they are still common in other regions. The results also suggest that regional Red Data Lists are important.

The ongoing nutrient enrichment of many habitats is a problem both in Europe and worldwide. In Central Europe nutrient enrichment is a very important cause of the decline of species, because most plant species require nutrient-poor conditions. The

most species-rich habitats in Central Europe are nutrient-poor grasslands. These habitats have been strongly fragmented and the remaining sites are threatened by nutrient enrichment because of cessation of management, aerial deposition of nitrogen and nutrient influx from adjacent fertilised land. The effects of even a single event of nutrient enrichment can be drastic and very long-lasting. In an alpine grassland that had been fertilised and limed in the 1930s, we found even 70 years later still significant effects of the treatments on the pH-value of the soil, and the composition of the plant and microbial communities (SPIEGELBERGER *et al.*, 2006).

Nutrient enrichment is often a creeping process and its effect on plant populations is not always obvious. Analyses of the structure of plant populations can indicate hidden problems and demographic studies are useful to assess the threats to populations and species. *Scorzonera humilis* is a long-lived plant of wet, nutrient-poor meadows that has declined, but still has a number of large populations in Luxembourg and Belgium. One might therefore consider the species to be not particularly threatened there. However, an analysis of the population structure revealed that most populations were aged and consisted of many old but hardly any young plants, suggesting lack of recruitment. Experimental of recruitment confirmed this (COLLING *et al.*, 2002).

To get further insight into these processes we studied the demography of *S. humilis* at a number of nutrient-poor and nutrient-rich sites over several years and analysed the population dynamics using matrix models. These models indicated that there was little temporal variation in growth rates and that populations at nutrient-rich sites would continuously decline if conditions stayed the same, whereas those at nutrient-poor sites had growth rates higher than 1. Mean life expectancy of plants at nutrient-rich sites was reduced, but was still several decades. This longevity of plants even at sites where habitat conditions had deteriorated is the reason for the slow decline and persistence of the plant. However, stochastic simulations indicated that populations at nutrient-rich sites had to be much larger than they currently are to have a reasonable chance of survival over the next 100 years (COLLING, MATTHIES, 2006). A second example concerns *Trifolium montanum*, a character species of nutrient-poor calcareous grasslands, which has strongly declined in Germany. In a comparative study we found that projected population growth rates declined with productivity at a site, indicating negative effects of nutrient enrichment. A life table response experiment (LTRE) analysis showed that the survival of non-reproductive individuals was the life cycle transition most negatively affected by higher nutrient availability. Further analyses showed that at sites with higher productivity the mortality of non-reproductive plants was increased and the recruitment of young plants reduced, suggesting that the reduced growth rate might be due to increased competition by other species. We tested this hypothesis by carrying out a

mowing experiment that simulated possible management measures to reduce competition. Mowing in late summer significantly increased population growth rates to values above 1. Population models indicated that mowing every second year would be sufficient to achieve this. An LTRE analysis showed that the higher population growth rate under mowing was due to an increased survival of large individuals and increased recruitment (SCHLEUNING, 2004). Populations with a projected growth rate >1 may still be threatened by stochastic processes, if the size of populations is too small. We used a modelling approach to study the relationship between population size and risk of extinction for *T. montanum* in scenarios of different combinations of habitat conditions and environmental variability. The models indicated that at very nutrient-poor sites small populations might have a high chance of survival over 100 years under moderate levels of environmental stochasticity, whereas at nutrient-poor sites populations should consist of at least several thousand individuals. We could relate these requirements to the known distribution of the size of populations in the state of Lower Saxony. If all populations grew at very nutrient-poor sites, the prospects of most populations would be good, but under the more realistic assumption that site conditions are only moderately good (nutrient-poor), only 5% of the existing populations would be large enough to have a high chance of survival under moderate levels of environmental stochasticity (SCHLEUNING, 2004).

The negative effects of habitat fragmentation and nutrient enrichment may interact. In a study with *Primula veris*, we found that plants from small populations showed reduced plasticity in response to higher nutrient levels. Small populations would thus be threatened more by nutrient enrichment than large populations (KÉRY *et al.*, 2000).

In conclusion, the results of our studies indicate the following. Habitat fragmentation is a problem for plants, even if they are growing in suitable and stable habitats, because small, isolated populations are threatened by stochastic processes. Short-lived plants in particular may be negatively affected already in the short-term through a reduction in reproduction, loss of genetic variability and reduction of fitness. Due to the loss of genetic variability, small populations may be less able to cope with environmental changes in the long-term. Herbaceous species may consist of strongly differentiated populations and regionally adapted genotypes. This has important consequences for assessing the threat status of species that are regionally rare, for the planning of reintroduction programs, and for the interpretation of regional red data lists.

Plant population biology provides tools that make it possible to assess the importance of local adaptations, assess the risk of extinction for local populations and suggest appropriate management measures to promote populations of endangered plant species. Detailed demographic studies using stage-structured matrix models can reveal critical stages in the life-

cycle and provide the basis for the modelling of a plant's population dynamics. If demographic and environmental stochasticity is included in the modelling, estimation of the extinction risk for different populations becomes possible (population viability analysis). These studies can be especially useful when they allow a better understanding of the relationship between the demography of a species and environmental conditions, e.g. using life table response experiment analysis.

REFERENCES

- BECKER U., 2005 – *Population biology of Carlina vulgaris and Hypochaeris radicata in fragmented European grasslands*. PhD-Dissertation, Departm. Biology, Philipps-University, Marburg.
- BECKER U., COLLING G., DOSTAL P., JAKOBSSON A., MATTHIES D., 2006a – *Local adaptation in the monocarpic perennial Carlina vulgaris at different spatial scales across Europe*. *Oecologia*, 150: 506-518.
- BECKER U., REINHOLD T., MATTHIES D., 2006b – *Effects of pollination distance on reproduction and offspring performance in the widespread perennial Hypochaeris radicata: Experiments with plants from three European regions*. *Biol. Conserv.*, 132: 109-118.
- BERG H., BECKER U., MATTHIES D., 2005 – *Adaptive phenotypic plasticity in Carlina vulgaris: effects of geographical origin, population size, and population isolation*. *Oecologia*, 143: 220-231.
- COLLING G., MATTHIES D., 2004 – *The effects of plant population size on the interactions between the endangered plant Scorzonera humilis, a specialised herbivore, and a phytopathogenic fungus*. *Oikos*, 105: 71-78.
- , 2006 – *Effects of habitat deterioration on population dynamics and extinction risk of an endangered, long-lived perennial herb (Scorzonera humilis)*. *J. Ecol.*, 94: 959-972.
- COLLING G., MATTHIES D., RECKINGER C., 2002 – *Population structure and establishment of the threatened, long-lived perennial Scorzonera humilis in relation to environment*. *J. Appl. Ecol.*, 39: 310-320.
- COLLING G., RECKINGER C., MATTHIES D., 2004 – *Effects of pollen quantity and quality on reproduction and offspring vigor in the rare plant Scorzonera humilis (Asteraceae)*. *Am. J. Bot.*, 91: 1774-1782.
- FISCHER M., MATTHIES D., 1997 – *Mating structure, inbreeding and outbreeding depression in the rare plant Gentianella germanica*. *Am. J. Bot.*, 84: 1685-1692.
- , 1998a – *The effect of population size on performance in the rare plant Gentianella germanica*. *J. Ecol.*, 86: 195-204.
- , 1998b – *RAPD variation in relation to population size and plant performance in the rare Gentianella germanica*. *Am. J. Bot.*, 85: 811-819.
- KÉRY M., MATTHIES D., 2004 – *Reduced fecundity in small populations of the rare plant Gentianopsis ciliata*. *Plant Biol.*, 6: 683-688.
- KÉRY M., MATTHIES D., FISCHER M., 2001 – *Interactions between the rare plant Gentianella germanica and the specialized herbivore Maculinea rebeli*. *J. Ecol.*, 89: 418-427.
- KÉRY M., MATTHIES D., SCHMID B., 2003 – *Demographic stochasticity in small remnant populations of the declining distylous plant Primula veris*. *Basic Appl. Ecol.*, 4: 197-206.
- KÉRY M., MATTHIES D., SPILLMANN H.H., 2000 – *Reduced fecundity and offspring performance in small populations of the declining grassland plants Primula veris and Gentiana lutea*. *J. Ecol.*, 88: 17-30.
- MATTHIES D., 2000 – *The genetic and demographic consequences of habitat fragmentation for plants: examples from declining grassland species*. *Schriftenreihe Vegetationskunde*, 32: 129-140.
- MATTHIES D., BRÄUER I., MAIBOM W., TSCHARNTKE T., 2004 – *Population size and the risk of local extinction: empirical evidence from rare plants*. *Oikos*, 105: 481-488.
- MATTHIES D., SCHMID B., SCHMID-HEMPEL P., 1995 – *The importance of population processes for the maintenance of biological diversity*. *Gaia*, 4: 199-209.
- SCHLEUNING M., 2004 – *Demographic patterns of the declining grassland plant Trifolium montanum L.: a matrix model analysis*. Diploma-thesis, Departm. Biology, Philipps-University, Marburg.
- SPIEGELBERGER T., HEGG O., MATTHIES D., HEDLUND K., SCHAFFNER U., 2006 – *Long-term effects of short-term perturbation in a sub-alpine grassland*. *Ecology*, 87: 1939-1944.

AUTORE

Diethart Matthies (matthies@staff.uni-marburg.de), Unit of Plant Ecology, Department of Biology, University of Marburg (Germany)

Studio popolazionistico di *Leucojum aestivum* L., specie vegetale minacciata in Pianura Padana

G. PAROLO, T. ABELI e G. ROSSI

Leucojum aestivum L. (*Amaryllidaceae*) è una geofita S-Europeo/W-Asiatica, che vive in lembi relitti di vegetazione spontanea planiziale e ripariale, quali fragmiteti, cariceti, praterie igrofile, saliceti e boschi di ontano nero. In Pianura Padana *L. aestivum* è una specie rara, minacciata dalla progressiva ed inesorabile contrazione del suo habitat, causata dall'espansione dell'agricoltura e dalla realizzazione di infrastrutture edili e viarie. La frammentazione dell'habitat di una specie, che porta ad un incremento del grado di isolamento delle popolazioni, si traduce nella formazione di barriere che limitano gli scambi genetici tra le popolazioni stesse, sviluppando processi di inincrocio e deriva genetica. A lungo termine questi processi incrementano il rischio di estinzione di una specie, poiché la ridotta variabilità genetica porta ad una riduzione della capacità di una specie di adattarsi a cambiamenti ambientali stocastici.

In relazione a queste minacce, che colpiscono le specie rare e con areale frammentato, a partire dal 2006, è in corso uno studio popolazionistico volto ad indagare la *performance* di *L. aestivum* ed uno studio ecologico per la definizione del suo microhabitat, entrambi con la supervisione del Prof. Diethart Matthies del "Plant Ecology Department" dell'Università di Marburg (Germania). Nel 2007 sono state monitorate, in differenti contesti ambientali, 26 popolazioni di *L. aestivum* dislocate in Lombardia (province di Pavia, Milano, Cremona, Lodi, Mantova), Emilia-Romagna (province di Piacenza e Parma) e Veneto (provincia di Verona), di estensione areale variabile e diversa numerosità di individui. Per ciascuna popolazione, delimitata in campo utilizzando un GPS differenziale, è stato infatti stimato il numero totale di individui adulti riproduttivi (*flowering shoot ramet*).

Per lo studio ecologico di *L. aestivum*, nell'area di pertinenza di ogni popolazione sono stati posti *random 3-5 plot* non permanenti (2 x 3 m²) con presenza di individui di *L. aestivum* e circa altrettanti dove la pianta era assente; all'interno di questi plot, che ammontano a 193, sono state effettuate varie misure ambientali: 1) copertura % delle specie legnose (alberi + arbusti); 2) disponibilità di luce; 3) % di suolo coperto da vegetazione; 4) elenco delle specie vascolari presenti e relativa copertura %; 5) copertura % di lettiera; 6) copertura % di suolo nudo; 7) altezza della specie vegetale dominante (escluso *L. aestivum*). In ogni plot sono stati prelevati 2 campioni di suolo (in totale circa 400 prelievi) ad una profondità compresa -5 e -15 cm, ove giacciono bulbo e radici di *L. aestivum*. Le analisi previste, in collaborazione con la Prof. Giuseppina Dowgiallo (Università "La Sapienza", Roma) sono: 1) rapporto peso fresco / peso secco; 2) pH; 3) *water holding capacity*; 4) calcare, carbonio, azoto, fosforo; 5) granulometria. Al centro del plot 2 x 3 m² è stato posizionato un ulteriore plot mobile di 1 x 2 m², per la raccolta di informazioni relative alla *performance* di *L. aestivum*: 1) n° di *seedlings*, subadulti e adulti (piante con fiori); 2) lunghezza della foglia più lunga di adulti e subadulti, per un totale di oltre 8000 misurazioni; 3) il numero di scapi fiorali (da 1 a 3) e il numero di fiori per scapo per ciascun individuo adulto; 4) circa due mesi più tardi si è proceduto alla raccolta dei semi per effettuare test di germinabilità in laboratorio (*Lombardy Seed Bank*, c/o Università di Pavia).

La ricerca, che si prevede di concludere entro il 2009, intende quindi definire lo stato di conservazione di *L. aestivum* in Pianura Padana, cercando di evidenziare se numerosità e densità di popolazione, grado di frammentazione dell'habitat e con-

dizioni microambientali possano condizionare la performance della specie.

Ringraziamenti – Hanno contribuito alla ricerca di

campo e all'attività di laboratorio, oltre agli autori: Cecilia Amosso, Iuri Bellotti, Silvia Ciappetta, Gabriele De Canis, Valeria Domini-none, Rodolfo Gentili, Alberto Morini, Andrea Podrini, Emanuele Vegini.

AUTORI

Gilberto Parolo (parolo@et.unipv.it), Graziano Rossi (graziano.rossi@unipv.it), Dipartimento Ecologia del Territorio, Università di Pavia, Via S. Epifanio 14, I-27100 Pavia, Italia

Studi demografici in popolazioni di piante vascolari: esperienze condotte in Calabria

D. GARGANO

Date le relazioni tra demografia, livelli di *fitness* e possibilità di conservazione delle popolazioni (GIL-PIN, 1991; PASCHKE *et al.*, 2002; REED, 2005), sono state condotte indagini su alcune tra le entità più rare della flora regionale (GARGANO, PERUZZI, 2003; PERUZZI, GARGANO, 2004; GARGANO, BERNARDO, 2006; PERUZZI, GARGANO, 2006; GARGANO *et al.*, in stampa). In linea generale, si è cercato di correlare dati inerenti ecologia, fenologia, biologia florale e *fitness* riproduttiva delle specie studiate alle caratteristiche delle loro popolazioni in termini di dislocazione spaziale (isolamento/frammentazione), taglia, struttura in classi di età, densità di individui, ecc. Vengono qui riportati tre casi di studio che coinvolgono *Pinus leucodermis* Antoine, *Plantago brutia* Ten. ed un gruppo di cinque specie afferenti al genere *Gagea* Salisb. Date le differenze biologiche che intercorrono tra tali piante i caratteri valutati nello studio delle loro popolazioni sono stati diversi di volta in volta, mantenendo come filo conduttore la stima di parametri *fitness* e le loro correlazioni con la biologia delle specie e le caratteristiche delle popolazioni. Per ogni caso sono brevemente illustrati l'approccio sperimentale seguito, i risultati ottenuti, le conclusioni tratte ed, eventualmente, i nuovi fronti d'indagine aperti.

Pinus leucodermis

Si tratta di un'entità con comportamento ecologico ambiguo; rinvenibile tanto in comunità decisamente oròfile (STANISCI, 1997) che in formazioni submontane/montane, spesso frammista a latifoglie decidue (MAIORCA, SPAMPINATO, 1999). In merito al suo stato di conservazione è importante sottolineare che le popolazioni italiane hanno mostrato segni di erosione genetica rispetto a quelle balcaniche (BUCCI *et al.*, 1997). La specie è stata oggetto di indagini condotte in 8 nuclei di popolazione dislocati lungo una direttrice NE-SW nel Parco del Pollino. Oltre a registrare i dati stazionali (posizione geografica, quota) di ciascuna popolazione, sono stati contati e misurati (altezza/diametro del fusto a 1,3 m) tutti gli individui di *P. leucodermis* e delle altre essenze arboree ed arbustive rinvenuti in 19 transetti di 50x2 m. La

struttura delle popolazioni di *P. leucodermis* è stata messa in relazione alla frequenza/abbondanza delle altre essenze ed alle caratteristiche delle stazioni. Sono state così individuate tre tipologie di popolazione di pino, due di tipo maturo ed una legata a giovani popolamenti a carattere pioniero. Ciascuna di queste tipologie ha caratteristiche proprie in quanto a dislocazione spaziale sul territorio e contesto fitocenotico generale. Le condizioni cui sono risultate legate le popolazioni più giovani suggeriscono una tendenza della specie all'espansione verso quote inferiori.

Plantago brutia

Questo endemismo ad areale ristretto è stato oggetto di ricerche in merito a distribuzione, ecologia e stato di conservazione. Le indagini nelle popolazioni hanno previsto il reperimento di dati ecologici (pendenza, tipo di fitocenosi) e demografici (numero di individui) in aree campione di 1x1 m (in totale 204) poste in nove popolazioni insediate su tre diverse unità montuose del Parco Nazionale del Pollino.

Le popolazioni più grandi sono risultate insediate oltre i 1600 m di quota. La specie ha mostrato un diverso comportamento ecologico tra le diverse località studiate. Mentre sul Massiccio del Pollino le popolazioni più ricche sono state individuate su substrati poco rocciosi e con bassa pendenza, nell'area sud-occidentale del parco la maggior densità d'individui è stata rinvenuta in aree campione con pendenze comprese tra 10° e 20°. Ciò appare coincidere con la discrepanza tra il ruolo ecologico assegnato alla pianta in base a studi fitosociologici effettuati sul Massiccio del Pollino (BONIN, 1972), e quello definito in base a ricerche condotte sulle unità montuose sud-occidentali (ABBATE *et al.*, 1984). Tale condizione potrebbe essere legata alla minore pressione del pascolo che, in queste ultime località, determina una tendenza alla chiusura delle comunità secondarie in cui *P. brutia* si inserisce tipicamente, spingendola verso contesti ecologici differenti.

Recentemente su questa specie sono state condotte ulteriori indagini a carattere molecolare volte allo studio della struttura genetica delle popolazioni.

Gagea

In aree campione di 1x1 m sono stati raccolti dati inerenti struttura delle comunità, fenologia e *fitness* riproduttiva di *G. bohémica* (Zauschn.) Schult. et Schult. f., *G. chrysantha* Schult. et Schult. f., *G. granatellii* (Parl.) Parl., *G. lutea* (L.) Ker-Gawl., *G. fragifera* (Vill.) Ehr. Bayer et G. López. Le specie indagate hanno denotato differenze in termini di contesto fitocenotico, periodo e durata della fioritura, produzione di semi.

Le popolazioni di specie legate ad ambienti rocciosi (*G. granatellii*, *G. bohémica*) hanno mostrato una minore frequenza di individui sessualmente attivi rispetto a quelli in fase vegetativa, una più rapida conclusione della fase di fioritura e la più bassa produzione di semi. Comunque, la *fitness* sessuale è risultata strettamente correlata ai livelli di ploidia delle specie. Infatti dallo studio della morfologia del polline è emerso che triploidi (*G. chrysantha*, *G. granatellii*) ed eptaploidi (*G. fragifera*) producono più polline malformato rispetto a tetraploidi (*G. bohémica*) ed esaploidi (*G. lutea*); a sua volta la produzione di semi è risultata proporzionale al valore del rapporto polline normale/polline malformato.

Attualmente le stesse popolazioni sono oggetto di più approfondite ricerche su altri parametri di *fitness*, tra cui fertilità del polline e ricettività stigmaticca.

LETTERATURA CITATA

- ABBATE G., AVENA G.C., BLASI C., FASCETTI S., 1984 – *Pastures with Bromus erectus Hudson at the Mula, Muletta and Cozzo Pellegrino Mountains (western Calabria, southern Italy)*. Ann. Bot. (Roma), 42: 67-74.
- BONIN G., 1972 – *Première contribution à l'étude des pelouses mesophiles et des groupements hygrophiles du Monte Pollino (Calabre)*. Phytos, 14(3-4): 271-280.
- BUCCI G., VENDRAMIN G.G., LELLI L., VICARIO F., 1997 – *Assessing the genetic divergence of Pinus leucodermis Ant. endangered populations: use of molecular markers for conservation purposes*. Theor. Appl. Genet., 95: 1138-1146.
- GARGANO D., BERNARDO L., 2006 – *Defining populations structure and environment suitability for the conservation of Pinus leucodermis Antoine in Central Mediterranean areas*. Plant Biosyst., 140(3): 245-254.
- GARGANO D., PERUZZI L., 2003 – *Sulla cariologia e distribuzione di due rari Astragali tragacantoidi nel Parco Nazionale del Pollino*. Allionia, 39: 111-117.
- GARGANO D., PERUZZI L., CAPARELLI K.F., CESCO G. – *Preliminary observations on reproductive strategies in five early-flowering species of Gagea Salisb. (Liliaceae)*. Boccone (in stampa).
- GILPIN M., 1991 – *The genetic effective size of a metapopulation*. Biol. J. Linn. Soc., 42: 165-175.
- MAIORCA G., SPAMPINATO G., 1999 – *La vegetazione della Riserva Naturale Orientata "Valle del Fiume Argentino" (Calabria Nord-Occidentale)*. Fitosociologia, 36(2): 15-60.
- PASCHKE M., ABSTRACT C., SCHMID B., 2002 – *Relationship between population size, allozyme variation, and plant performance in the narrow endemic Cochlearia bavarica*. Cons. Genet., 3: 131-144.
- PERUZZI L., GARGANO D., 2004 – *Considerazioni biosistematiche e conservazionistiche su Athamantha ramosissima Portenschl. (Apiaceae)*. Inform. Bot. Ital., 36(1): 41-47.
- , 2006 – *Biosystematics aspects of Plantago brutia Ten. (Plantaginaceae), an endemic unit of S Italy*. Arch. Geobot., 8(1-2): 35-48.
- REED D.H., 2005 – *Relationship between population size and fitness*. Cons. Biol., 19(2): 563-568.
- STANISCI A., 1997 – *Gli arbusteti altomontani dell'Appennino centrale e meridionale*. Fitosociologia, 34: 3-46.

AUTORE

Domenico Gargano (gargano@unical.it), Dipartimento di Ecologia, Museo di Storia Naturale della Calabria ed Orto Botanico, Università della Calabria, 87030 Arcavacata di Rende (Cosenza)

Studi demografici e genetici su specie vegetali di interesse per la conservazione in Sardegna

E. FARRIS, S. PISANU, G. MAMELI e R. FILIGHEDDU

Il Bacino del Mediterraneo è uno degli *hotspots* di biodiversità a livello globale (MYERS *et al.*, 2000), infatti risulta terzo al mondo per l'abbondante presenza di piante endemiche (circa 13.000 specie esclusive che corrispondono al 4,3% di tutte le piante del mondo). All'interno dell'area mediterranea sono state individuate 10 aree cruciali per la conservazione e gestione della biodiversità (MÉDAIL, QUÉZEL, 1999), *hotspots* che rappresentano il 22% (circa 515.000 Km²) della superficie totale dell'area mediterranea, includono circa 5.500 entità endemiche e presentano una ricchezza floristica superiore a 2.000 specie/15.000 Km² (MÉDAIL, QUÉZEL, 1999).

All'interno del Bacino Mediterraneo il sistema sardo-corso, notevolmente originale in termini di vegetazione, di uso e di paesaggio, presenta una delle massime concentrazioni di entità endemiche a livello specifico, tale da giustificare un'autonomia in termini biogeografici (CONTANDRIOPOULOS, 1981; ARRIGONI, 1983) e farlo considerare uno dei 10 *hotspots* (MÉDAIL, QUÉZEL, 1999).

La Sardegna, con una superficie pari a circa 24.090 km² e una flora composta da 2.407 entità (CONTI *et al.*, 2005), ha una densità floristica di circa 100 entità/1000 Km². L'elemento corologico dominante è quello stenomediterraneo (29%), seguito dall'euroasiatico (17%) e dall'eurimediterraneo (16%) (PIGNATTI, 1994). Il contingente endemico è rappresentato da 202 entità secondo ARRIGONI *et al.* (1976-1991), da 243 secondo CONTI *et al.* (2005), da 347 secondo BACCHETTA *et al.* (2005).

Tra i documenti normativi e d'indirizzo per la tutela della flora è opportuno tenere conto di: 1) All. II della Direttiva 43/92/CEE (21 specie d'importanza comunitaria e prioritarie); 2) Liste Rosse Regionali delle piante d'Italia (CONTI *et al.*, 1997), con 291 entità della flora sarda indicate, di cui 5 EW, 39 CR, 41 EN, 69 VU, 119 LR, 17 DD e 1 NE; 3) lista nazionale prodotta da SCOPPOLA *et al.* (2003) con 225 entità riportate; 4) elenco delle 267 entità esclusive e delle 243 entità endemiche riportato da CONTI *et al.* (2005); 5) elenco e schede di 202 entità endemiche pubblicati da ARRIGONI *et al.* (1977-1991). Inoltre per la tutela degli habitat, si fa riferimento all'All. I della Direttiva 43/92/CEE.

In questo ambito il Dipartimento di Botanica ed Ecologia vegetale dell'Università degli Studi di Sassari ha intrapreso studi di tipo demografico e genetico sulla dinamica e vitalità delle popolazioni di entità incluse nell'All. II della Direttiva Habitat o che identificano habitat comunitari ai sensi dell'All. I della stessa Direttiva, finalizzati alla loro conservazione. In questa sede si riportano dati preliminari su *Centaurea horrida* Badarò (PISANU, FILIGHEDDU, 2005; MAMELI *et al.*, 2006), *Anchusa crispa* Viv. ed entità congeneriche (FARRIS *et al.*, 2006) e *Taxus baccata* L. (FARRIS, FILIGHEDDU, 2005)

Centaurea horrida

C. horrida Badarò (*Asteraceae*), è una specie endemica sarda localizzata esclusivamente nella parte nord-occidentale dell'Isola con una piccola popolazione disgiunta nell'isola di Tavolara (Sardegna nord-orientale). È una specie vulnerabile (VU) secondo le Liste Rosse Regionali ed è una specie prioritaria ai sensi della Direttiva Habitat. *C. horrida* vive in aree rocciose costiere (su calcari, scisti e graniti) ed è frammentata in 5 popolazioni, 3 delle quali ricadono in aree protette (Parco Nazionale dell'Asinara, Parco Regionale di Porto Conte, Area Marina Protetta di Tavolara). Sono state mappate tutte le popolazioni e stimata l'area occupata che è di circa 112 ettari. Dati sulla struttura di popolazione e sulle dinamiche demografiche, acquisiti in quadrati permanenti, hanno evidenziato variazioni di densità comprese tra 49,3 individui/100 m² ad Alghero e 136,8 individui/100 m² a Stintino. In tutte le popolazioni studiate è stata verificata l'elevata predominanza di adulti rispetto ai giovani e alle plantule. Analisi della varianza hanno evidenziato significative differenze nella produzione di capolini e acheni in rapporto alla dimensione degli individui, sebbene sia stata verificata l'alta percentuale di acheni non fertili. Sono state intraprese prove di germinazione *in situ* ed *ex situ* per testare la capacità dispersiva della specie. È stato stimato il grado e la distribuzione della variabilità genetica della specie. Utilizzando 4 SSRs (*Simple Sequenze Repeat*) specifici per *Centaurea corymbosa* (FREVILLE *et al.*, 2001), sono stati campionati 385 individui delle popolazioni di Alghero, Stintino,

Asinara e Tavolara e genotipizzati mediante l'utilizzo dei microsatelliti. AMOVA ha evidenziato un livello significativo di variabilità genetica tra le popolazioni studiate (10% tra regioni, 7% tra popolazioni dentro le regioni). La genotipizzazione della progenie di singole piante ci consentirà di stimare il livello di flusso genico in questa specie.

Anchusa crispa

A. crispa Viv. è un endemismo sardo-corso, considerato minacciato (EN) secondo le Liste Rosse Regionali ed è una specie prioritaria ai sensi della Direttiva Habitat. Successivamente alla pubblicazione della Direttiva Habitat (1992) sono state definite le due sottospecie *A. crispa* subsp. *crispa* (della Corsica e Sardegna nord-occidentale) e *A. crispa* subsp. *maritima* (Valsecchi) Selvi et Bigazzi della Sardegna settentrionale (foci del Coghinas) e descritta la specie *Anchusa sardoa* (Illario) Selvi et Bigazzi esclusiva della Baia di Porto Conte (Alghero) (SELVI, BIGAZZI, 1998). Si riportano alcuni dati sulla più rara delle tre, *A. sardoa*. Nel 2005 è stata stimata la popolazione totale di adulti (1454 individui), le densità di plantule, giovani e adulti in aree a differente pressione antropica e la produttività totale di semi. Analisi della varianza hanno evidenziato un effetto significativo della pressione antropica sulla copertura totale di *A. sardoa* e sulle densità di adulti.

Taxus baccata

T. baccata L. è una specie circumboreale rara e localizzata in ambito mediterraneo, dove piccole popolazioni sono confinate in impluvi freschi in versanti settentrionali. Le popolazioni di tasso sardo-corse identificano l'habitat prioritario 9580* ai sensi dell'All. I della Direttiva Habitat. Su 26 popolazioni esaminate nella Sardegna settentrionale, 4 sono risultate estinte negli ultimi 50 anni e 18 hanno meno di 100 individui adulti. L'età media è risultata di 330 anni (su un campione di 336 adulti). Sono state stimate le densità di adulti, giovani e plantule, la sex-ratio, la produttività di semi in 11 popolazioni. Le densità di giovani sono risultate quattro volte maggiori in siti non pascolati rispetto a siti pascolati: in questi è stato riscontrato un effetto significativo del pascolo sulle densità dei giovani ed è stato confermato il ruolo essenziale delle comunità arbustive per la rinnovazione del tasso, come già evidenziato in altre aree mediterranee ed europee (GARCÍA *et al.*, 2000).

LETTERATURA CITATA

ARRIGONI P.V., 1983 – *Aspetti corologici della flora sarda. II*

Popolamento animale e vegetale della Sardegna. Lav. Società Italiana Biogeografia, 8: 83-109.

- ARRIGONI P.V., CAMARDA I., CORRIAS B., DIANA S., RAFFAELLI M., VALSECCHI F., 1976-1991 – *Le piante endemiche della Sardegna 1-202*. Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.: 16-28.
- BACCHETTA G., IIRITI G., PONTECORVO C., 2005 – *Contributo alla conoscenza della flora vascolare endemica della Sardegna*. Inform. Bot. Ital., 37(1 P A): 306-307.
- CONTANDRIOPOULOS, 1981 – *Endemisme et origine de la flore de la Corse: mise au point des connaissances actuelles*. Boll. Soc. Sarda Sci. Nat., 20: 187-230.
- CONTI F., ABBATE G., ALESSANDRINI A., BLASI C. (Eds.), 2005 – *An annotated checklist of the Italian vascular flora*. Palombi Editori, Roma. 420 pp.
- CONTI F., MANZI A., PEDROTTI F., 1997 – *Liste Rosse Regionali delle Piante d'Italia*: 95. WWF Italia. Società Botanica Italiana. Univ. Camerino.
- FARRIS E., CECCHERELLI G., FILIGHEDDU R., 2006 – *Effects of trampling on a threatened Mediterranean coastal plant*. Atti 1st European Congr. Conservation Biology, Eger (Hungary): 109.
- FARRIS E., FILIGHEDDU R., 2005 – *Yew (Taxus baccata L.) stands as priority habitat for biodiversity conservation in Mediterranean ecosystems: a case study from Northern Sardinia (Italy)*. Atti XVII Intern. Botanical Congr. (Vienna): 596.
- FREVILLE H., JUSTY F., OLIVIERI I., 2001 – *Comparative allozyme and microsatellite population structure in a narrow endemic plant species, Centaurea corymbosa Pourret (Asteraceae)*. Mol. Ecol., 10(4): 879-889.
- GARCÍA D., ZAMORA R., HÓDAR J.A., GÓMEZ J.M., CASTRO J., 2000 – *Yew (Taxus baccata L.) regeneration is facilitated by fleshy-fruited shrubs in Mediterranean environments*. Biol. Conserv., 95: 31-38.
- MAMELI G., MELONI M., BINELLI G., FILIGHEDDU R., 2006 – *Genetic analysis of the populations of Centaurea horrida Badarò (Asteraceae)*. Atti 1st European Congr. Conservation Biology, Eger (Hungary): 135.
- MÉDAIL F., QUÉZEL P., 1999 – *Biodiversity Hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities*. Conserv. Biol., 13(6): 1510-1513.
- MYERS N., MITTERMEIER R.A., MITTERMEIER C.G., DA FONSECA G.A.B., KENTS J., 2000 – *Biodiversity hotspots for conservation priorities*. Nature, 403: 853-858.
- PIGNATTI S., 1994 – *Ecologia del paesaggio*. UTET, Torino.
- PISANU S., FILIGHEDDU R., 2005 – *Population survey as a basis for conservation of the priority species Centaurea horrida Badarò (Sardinia, Italy)*. Atti XVII Intern. Botanical Congress, Vienna: 610.
- SCOPPOLA A., CAPORALI C., GALLOZZI M.R., BLASI C., 2003 – *Aggiornamento delle conoscenze floristiche a scala nazionale: commenti e primi risultati*. Inform. Bot. Ital., 35(1): 178-197.
- SELVI F., BIGAZZI M., 1998 – *Anchusa L. and allied genera (Boraginaceae) in Italy*. Pl. Biosyst., 132: 113-142.

AUTORI

Emmanuele Farris (emfa@uniss.it), Stefania Pisanu (pisanus@uniss.it), Giulia Mameli (magiul@uniss.it), Rossella Filigheddu (filighed@uniss.it), Dipartimento di Botanica ed Ecologia vegetale, Università di Sassari, Via Muroni 25, 07100 Sassari

Esperienze di studi demografici e genetici di popolazioni vegetali in Liguria

L. MINUTO e G. CASAZZA

Lo studio sistematico di popolazioni vegetali è un approccio interdisciplinare che riguarda molti aspetti della biologia vegetale. Monitorare gruppi d'individui o gruppi di popolazioni permette di verificare lo stato di conservazione di individui o di specie, di comprendere la biologia riproduttiva della stesse, di interpretare i sistemi ecologici in cui essa si inserisce, e di dedurre gli eventi evolutivi e biogeografici che l'hanno interessata. Nella nostra esperienza sul territorio ligure ci siamo avvicinati a questa tecnica di studio dal momento in cui abbiamo deciso di approfondire lo *status* di conoscenza di specie costiere e alpine, endemiche o rare, per le quali erano però molto scarse le conoscenze sui loro comportamenti di vita.

Thymelaea hirsuta

A partire dall'estate del 2000, il nostro gruppo di ricerca si è interessato a *T. hirsuta* che manifesta evidenti problemi di sopravvivenza in Liguria, e problemi riproduttivi e mutevoli comportamenti sessuali in tutto il Mediterraneo. Spinti da fini conservativi, si è scelto di studiare alcune popolazioni del Tirreno settentrionale, ed in particolare l'ultima popolazione della Liguria [Bergeggi (Savona)]. Definita la situazione della popolazione, con la localizzazione e l'etichettatura di tutti gli individui, è stato possibile seguire per i cinque anni successivi l'andamento demografico, la crescita vegetativa e il comportamento riproduttivo della comunità studiata e, in senso più lato, della specie. Ne è emersa una situazione molto preoccupante, con un calo del 70% d'individui, un quantitativo bassissimo di plantule per il rinnovamento delle popolazioni, ed una riduzione in volume delle chiome pari al 71% (MINUTO *et al.*, 2004). Si è poi studiato il comportamento sessuale della pianta, considerata subdioica e per la quale s'ipotizza un'evoluzione dall'eterodicogamia al dioicismo. Questa tendenza è stata confermata dai censimenti mensili che hanno anche dimostrato come le forme sessuali stabili tendono a conferire alla popolazione uno status di specie dioica (dominanza di fiori unisessuati e pochissimi ermafroditi), suddiviso nello spazio e con un coordinamento degli individui che a gruppi manifestano fiori dello stesso sesso (MINUTO

et al., 2005). Questa segregazione spaziale del sesso degli individui nella popolazione potrebbe essere una strategia per migliorare il successo riproduttivo ed è caratteristica di piante anemofile.

Si è poi indagato sull'efficienza degli organi sessuali poiché, il basso numero di frutti maturi in rapporto con l'elevato numero di fiori pistillati e lo scarso numero di plantule riscontrate in natura, indicavano la presenza di problemi riproduttivi. Si è poi definito il punto di differenziamento dei fiori unisessuati ed è stato analizzato il comportamento del fiore durante l'antesi. Le sezioni semifini di "capitula" hanno permesso di osservare che tutti i fiori sono ermafroditi allo stadio di primordio glabro, e che il differenziamento dei fiori femminili avviene più precocemente di quelli maschili, i quali mantengono visibile un residuo di pistillo abortito anche all'apertura del fiore (CAPORALI *et al.*, 2006). Tutti i fiori maturi rimangono aperti per quattro giorni; si chiudono di notte e la mattina producono un'abbondante nettare, secreto da un disco nettario alla base del pistillo, che riempie il perianzio. Questo, insieme alle caratteristiche del polline delle popolazioni da noi analizzate, sembra indicare un'impollinazione prevalentemente entomofila, in contrasto con quanto riportato per altre aree del Mediterraneo e con altre caratteristiche della popolazione (CORNARA *et al.*, 2005). Per chiarire, infine, alcuni aspetti inerenti l'ecologia riproduttiva ed il meccanismo di impollinazione si è usato un aspiratore da campo per confermare l'assenza di polline di *T. hirsuta* nel materiale aero-disperso. Le catture di numerosi insetti che visitano le piante ed in particolare le ripetute osservazioni di tripidi ricoperti di polline nei fiori, hanno dimostrato il ruolo degli animali nella riproduzione della pianta (CORNARA *et al.*, 2005). Il numero molto ridotto di giovani esemplari nelle popolazioni studiate sembra testimoniare, però, l'inefficienza di tale sistema.

Dopo molti anni di frequentazione mensile del sito ci si è posti il dubbio che l'eccessiva presenza dei ricercatori possa essere stata dannosa per gli individui stessi, danneggiando il suolo e favorendo l'interesse di curiosi.

Studi simili, comunque, sono oggi condotti su una

popolazione campione di *Daphne gnidium* L., per capire come e se i comportamenti riproduttivi e vegetativi di *T. hirsuta* possano essere comparabili con un'altra specie della stessa famiglia.

Moehringia sedoides

Di questa specie endemica delle Alpi Marittime (CASAZZA *et al.*, 2005) si è determinato l'areale di distribuzione tramite verifiche sul campo che hanno permesso di escludere popolazioni da riferire a specie affini (MINUTO, CASAZZA, 2005). Per *M. sedoides* sono state individuate 21 popolazioni distribuite in Italia (Valle Argentina e Valgrana) e in Francia (Côte d'Azur, Vallée de la Roja e Vallée du Vésubie). Le analisi genetiche condotte su 7 popolazioni hanno permesso di evidenziare che i parametri che più di tutti influenzano la ricchezza genetica sono l'altitudine e la posizione geografica, principalmente la longitudine. L'importanza dell'altitudine può essere spiegata con una minor percentuale d'autogamia fra gli 800 e i 1000 m s.l.m., probabilmente dovuta alla presenza d'insetti impollinatori. Il ruolo della posizione geografica pare, invece, dovuto all'azione combinata sull'areale della pianta del tipo di substrato e dell'ultima glaciazione. Infatti, questa pianta cresce quasi esclusivamente su rocce calcaree del Giurassico, che hanno un'estensione da sud a nord. Inoltre, in una zona al margine meridionale della glaciazione è plausibile che i ghiacci si trovassero solo sulle creste più alte e scendessero a quote minori esclusivamente nelle valli esposte a nord; mentre a sud la glaciazione si espandeva sui crinali che separano la Vallée de la Roja da la Vallée du Vésubie e dalla Valle Argentina. La presenza di ghiacci ha quindi contribuito a frammentare l'areale della specie e ha costretto le piante ad espandersi lungo i crinali rimasti liberi dai ghiacci, spingendola fino al mare in prossimità di

Montecarlo (MINUTO *et al.*, 2006).

Gli studi condotti per chiarire il sistema di disseminazione di questa specie hanno evidenziato il ruolo fondamentale dalle formiche che, attratte dallo strofiolo contenete olii ed amido, raccolgono i semi e li spostano anche di diversi metri. Talvolta le formiche possono anche causare danni all'embrione, impedendo la germinazione del seme. È anche chiaro come la rimozione dello strofiolo funzioni da innesco per la germinazione del seme.

LETTERATURA CITATA

- CAPORALI E., ROCCOTIELLO E., CORNARA L., CASAZZA G., MINUTO L., 2006 – *Anatomy and development of floral organs in Thymelaea hirsuta (L.) Endl.* Pl. Biosyst., 140: 123-131.
- CASAZZA G., BARBERIS G., MINUTO L., 2005 – *Ecological characteristics and rarity of endemic plants of the Italian Maritime Alps.* Biol. Cons., 123: 361-371.
- CORNARA L., BORGHESI B., CAPORALI E., CASAZZA G., ROCCOTIELLO E., TROIANO G., MINUTO L., 2005 – *Floral features and reproductive ecology in Thymelaea hirsuta (L.) Endl.* Plant Syst. Evol., 250: 157-172.
- MINUTO L., CASAZZA G., 2005 – *Moehringia intermedia (Loisel.) Panizzi.* In: ABBATE G., CONTI F., NEPI C., SCOPPOLA A. (Eds.), *Notula: 1163.* Inform. Bot. Ital., 37: 1177.
- MINUTO L., CASAZZA G., PROFUMO P., 2004 – *Population decrease of Thymelaea hirsuta (L.) Endl. in Liguria: conservation problems for the North Tyrrhenian sea.* Pl. Biosyst., 138(1): 11-19.
- , 2005 – *Sexual polymorphism and spatial segregation of Thymelaea hirsuta in Liguria (NW Italy).* Pl. Biosyst., 139: 234-240.
- MINUTO L., GRASSI F., CASAZZA G., 2006 – *Status of endemic species in Maritime Alps: the case of Moehringia lebrunii and Moehringia sedoides.* Pl. Biosyst., 140: 146-155.

AUTORI

Luigi Minuto, Gabriele Casazza, Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Università di Genova, Corso Dogali 1M, 16136, Genova, (minuto@dipteris.unige.it)

Monitoraggio demografico di entità endemiche a rischio di estinzione della Sardegna

G. BACCHETTA, G. FENU, E. MATTANA e C. PONTECORVO

Nell'ambito degli studi di carattere demografico che negli ultimi 5 anni sono stati intrapresi dal Centro Conservazione Biodiversità (CCB), si è iniziata l'attività di monitoraggio delle popolazioni di diverse unità tassonomiche endemiche in pericolo di estinzione della Sardegna.

In particolare, negli ultimi anni queste attività si sono integrate nei progetti Interreg IIIB "Genmedoc" (2004-2006) e "Conservazione della Biodiversità vegetale dell'Area Marina Protetta di Capo Carbonara (Sardegna sud-orientale)", finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare per il triennio 2005-2007. Tali progetti hanno consentito di monitorare le popolazioni delle seguenti specie: *Anchusa capellii* Moris, *Anchusa formosa* Selvi, Bigazzi et Bacch., *Astragalus maritimus* Moris, *Astragalus verrucosus* Moris, *Borago morisiana* Bigazzi et Ricceri, *Borago pygmaea* (DC.) Chater et Greuter, *Brassica insularis* Moris, *Ferula arrigonii* Bocchieri, *Genista bocchierii* Bacch., Brullo et Feoli Chiapella, *Genista insularis* Bacch., Brullo et Feoli Chiapella, *Helicodiceros muscivorus* (L. f.) Engl., *Linaria arcusangeli* Atzei et Camarda e *Silene valsecchia* Bocchieri.

A queste vanno aggiunte le popolazioni di numerose altre unità tassonomiche endemiche tra cui meritano d'essere ricordate: *Anchusa littorea* Moris, *Centranthus amazonum* Fridlender et Raynal-Roques, *Lamyropsis microcephala* (Moris) Dittrich et Greuter, *Nepeta foliosa* Moris e *Ruta corsica* DC.

Gli studi delle popolazioni sono stati realizzati sulla base delle indicazioni metodologiche elaborate in seno al progetto Genmedoc recependo, tra l'altro, quanto già elaborato per il progetto AFA (*Atlas Flora Amenazada*) in Spagna.

La metodologia utilizzata prevede il censimento del numero di individui, suddivisi in classi d'età (plantule, giovani e riproduttori), la delimitazione della superficie delle popolazioni attraverso il rilevamento delle coordinate perimetrali, il rilevamento quali-quantitativo dei dati stazionali, oltre all'individuazione di rischi e pericoli attuali o potenziali, anche in relazione alla presenza o meno di misure di protezione.

In particolare ci si è concentrati su specie, prioritarie e non, ai sensi della Direttiva 92/43/CEE, quali *Astragalus maritimus*, *A. verrucosus*, *Lamyropsis microcephala* e *Brassica insularis*. Per tali unità tassonomiche i monitoraggi sono stati ripetuti con cadenza semestrale e hanno consentito di delimitare il perimetro delle popolazioni e i fattori che ne minacciano la sopravvivenza. Sono state altresì condotte azioni di conservazione *ex situ*, rese possibili grazie all'autorizzazione concessa dal MATTM in deroga al DPR 357/97 e successive modifiche e integrazioni. Il germoplasma raccolto viene conservato, presso le strutture della Banca del Germoplasma della Sardegna (BG-SAR), dove vengono effettuate prove sperimentali al fine di individuare i protocolli efficaci di germinazione.

Le plantule prodotte a seguito delle prove di germinazione vengono allevate con un duplice obiettivo: una parte è destinata all'Orto Botanico e viene messa a dimora nelle Roccaglie della Biodiversità, recentemente ultimate come supporto ai progetti didattici e per la divulgazione e sensibilizzazione sulle tematiche della conservazione della biodiversità. La restante parte viene conservata per le potenziali utilizzazioni *in situ*, nel caso fossero necessarie reintroduzioni o rinforzi popolazionali, pianificate sulla base degli studi in corso.

AUTORI

Gianluigi Bacchetta, Giuseppe Fenu, Efsio Mattana, C. Pontecorvo, Dipartimento di Scienze Botaniche, Università di Cagliari, Viale S. Ignazio da Laconi 13, 09123 Cagliari (bgsar@ccb-sardegna.it)

Demography of *Oritrophium peruvianum* (Lam.) Cuatr. and impacts of harvesting on its populations in the Venezuelan Andes

T. ULIAN

ABSTRACT - *Oritrophium peruvianum* (Lam.) Cuatr. is a perennial herb, endemic to the Páramos of the Cordillera of Los Andes. In Venezuela, where it is known as Frailejón morado, it is harvested for its widely acclaimed medicinal properties in treating asthma, bronchitis, and influenza. This study aimed to investigate the demography and population dynamics of *O. peruvianum* and to assess the impacts of different harvesting regimes on its populations in the Venezuelan Andes. The population structure, patterns of abundance, and reproductive characteristics of *O. peruvianum* were analyzed in undisturbed populations of *O. peruvianum*. Adult vegetative individuals were found to be dominant with middle-sized plants prevailing and low densities of large adults, whilst densities of small plants (seedlings and juveniles) were variable. The population structure changed slightly after one year and the annual plant growth seemed to be extremely slow. Plant distribution was aggregated at different scales and plant abundance followed a gradient of humidity. Seedlings tended to group around adults plants, whilst adult plants tended to be more isolated from one another. Flowering started at the beginning of the rainfall period and overlapped with fruiting throughout the wet season (April to November), with only a few scattered individuals reproducing during the dry season. Seed production was very variable and germination under experimental conditions was successful (51 to 88 %). The population dynamics of *O. peruvianum* were monitored for two consecutive years in two populations and the field data were analyzed using a five-stage time-invariant linear matrix model. The two populations behaved similarly in demographic terms, however the growth

rate of the first population was higher ($\lambda = 1.32$) than that of the second population ($\lambda = 1.13$). Sensitivity analysis showed that their growth rates were more sensitive to a change in the survival of individuals than to reproduction, due to the low survival rate of newly emerged seedlings. Plants were contributing more to the growth rate if they remained in the same stage class than if they grew to the following stage class. The most significant transition was the survival of stage class 3 (small adults) whilst stage class 5 (large adults) contributed little to the population growth rate. Different proportions of individuals were removed from selected stage classes to simulate different harvesting regimes. These experiments indicated that the harvesting of small adults would affect the growth rates of the populations most, whilst the complete removal of large adults would have the least impact. Between 20% and 40% of the adults could be harvested each year without threatening the survival of the populations. Optimal harvesting strategies were also obtained by maximizing the total yield among different sustainable harvesting policies. The optimal harvesting strategy that considers the large adults as the most economically valuable would allow their complete removal in both populations each year. In addition, in the population with the higher proportion of small adults, more than one half (63%) of these could be also harvested, whilst in the second population, 83% of the plants from stage class 4 (middle-sized adults) could be harvested instead. The results obtained in this study could help to develop management recommendations for the conservation of *O. peruvianum* and, specifically, to suggest sustainable harvesting practices for its populations in the Venezuelan Andes.

AUTORE

Tiziana Ulian, (T.Ulian@kew.org), Seed Conservation Department, Royal Botanic Gardens, Kew, UK