

Miquel Riba, Bruno Colas, Hélène Fréville, Jean-Pierre Henry, Agnès Mignot, Christophe Petit, Ophélie Ronce & Isabelle Olivieri

## **Diagnostic de la situation de *Centaurea corymbosa* (Asteraceae), endémique du massif de la Clape (Aude, France)**

### **Abstract**

Riba, M., Colas, B., Fréville, H., Henry, J., Mignot, A., Petit, C., Ronce, O. & Olivieri, I.: Present status of *Centaurea corymbosa* (Asteraceae), endemic to the la Clape massif (Aude, France).. – *Bocconea* 13: 173-179. 2001 – ISSN 1120-4060.

A synthesis of the up-to-date knowledge on *Centaurea corimbosa* Pourret is here made as far as biology and demography are concerned. Then, some recommendation are proposed in order to setup an effective running plan for conservation of this threating species endemic to S France and included in the French and European red lists.

### **Introduction**

*Centaurea corymbosa* Pourret (Asteraceae) est une espèce endémique du massif de la Clape, près de Narbonne dans le sud de la France. Elle est inscrite dans la convention de Berne et à l'annexe II de la Directive européenne "Habitats", ainsi que sur la liste nationale des espèces végétales prot g es (arrêté du 20 janvier 1982, J.O. du 13 mai 82) et au tome I ("Espèces prioritaires") du Livre rouge national sur la flore menac e de France (Olivier & al. 1995). Le but de cet article est de présenter une synthèse des connaissances sur la biologie de *C. corymbosa*, avec les premiers résultats d'une étude démographique commenc e en 1994, et de formuler quelques recommandations et propositions d'action pour une gestion conservatoire.

### **Habitat et  cologie**

Le massif calcaire de la Clape couvre environ 50 km<sup>2</sup>. Il est parcouru par tout un réseau de falaises, dont certaines atteignent 60 m de hauteur, et qui sont entour es de pinèdes et de vignes dans les dépressions, et de garrigues sur les plateaux. Nos prospections ont concerné l'ensemble du massif entre février 1994 et décembre 1995. Six populations ont été recens es, toutes au Sud-Ouest du massif, dans un périmètre de 3 km<sup>2</sup> seulement. Malgré la faible distance qui sépare les populations (300 m entre les deux populations les

plus proches et 2,3 km entre les deux plus éloignées), des données génétiques ont montré que les flux géniques entre les populations étaient très restreints (Colas & al. 1997). (La localisation précise des populations est disponible auprès du Conservatoire botanique national de Porquerolles, Castel Sainte-Claire, 83418 Hyères, France).

*Centaurea corymbosa* vit sur des rochers stables avec peu de végétation et très peu de sol, situés en haut des falaises (toutes accessibles sans équipement pour l'escalade) ou formant des plateformes (plus ou moins accessibles) sur les parois. Les falaises occupées sont préférentiellement exposées à l'Ouest ou au Nord. Quelques individus (environ 10 %) sont sur les parois verticales. Un petit nombre (1 à 5 % environ, selon les populations) occupent le pied des falaises, sur un sol plus élaboré. On ne trouve en revanche *C. corymbosa* ni dans la pinède qui occupe les dépressions, ni dans la garrigue sur les plateaux. Les individus se répartissent donc dans une population selon une bande plus ou moins large qui suit le bord des falaises. Il semble, étant donné cette répartition, que *C. corymbosa* soit très peu compétitive.

Il est évidemment très possible que, lors de nos prospections, des individus dans d'autres sites de la Clape que dans les six recensés aient échappé à notre observation. Il nous semble toutefois improbable que nous ignorions l'existence d'une autre grande population naturelle sur le massif.

*Centaurea corymbosa* est une espèce monocarpique pérenne (elle meurt après son unique floraison qui intervient au plus tôt le deuxième été après la germination), entomophile (pollinisée par des insectes) et probablement auto-incompatible (le pollen d'un individu ne peut pas féconder un ovule de ce même individu) (Colas & al. 1996).

### Synthèse des connaissances démographiques

*Effectifs reproducteurs* - Les suivis démographiques des populations ont débuté en juin 1994. Deux types de suivis sont réalisés. Tout d'abord, en juin de chaque année, le nombre de plantes en fleurs est compté dans chaque population (Tableau 1). C'est un comptage exhaustif effectué à l'œil nu ou à l'aide de jumelles pour les plantes inaccessibles sur les parois verticales. Nous estimons notre marge d'erreur à 5 ou 10% dans ces comptages.

On peut observer que ces effectifs reproducteurs présentent de grandes variations inter-annuelles (Tableau 1). Par exemple, la population E1 comptait deux fois plus de plantes en fleurs en 1994 (253) qu'en 1996 (129). Ces grandes variations d'effectifs reproducteurs peuvent refléter des variations d'effectifs globaux (plantules + rosettes + plantes en fleurs), mais elles peuvent aussi refléter des variations sur le pourcentage de rosettes qui fleurissent chaque année.

Les variations d'effectifs dans les populations naturelles de toute espèce vivante peuvent avoir de nombreuses causes. Elles peuvent être la conséquence directe ou indirecte d'activités humaines, bien sûr. Mais elles peuvent également être la conséquence du fait facile à observer que ces populations naturelles vivent dans un environnement hétérogène dans l'espace et dans le temps. Dans cet environnement hétérogène ont été définis différents types de "facteurs stochastiques", d'ordre plutôt écologique ou plutôt génétique, qui, en agissant sur les effectifs des populations, augmentent plus ou moins leur risque d'extinction. Le lecteur intéressé par ces facteurs stochastiques pourra consulter Shaffer (1987),

Tableau 1. Taille des populations de *C. corymbosa*, par année, en nombre de plantes en fleurs (les populations E2, Po, et une partie de la population Cr n'étaient pas connues en juin 1994).

	94-95	95-96	96-97
<i>nc</i>	?	25.4	37.2
<i>ns</i>	?	15.7	22.5
<i>e</i>	?	0.01544	0.01614
<i>f</i>	5.824	6.157	13.511
<i>s0</i>	0.407	0.527	0.289
<i>s1</i>	} 0.544*	0.190	0.422
<i>s2</i>		0.656	0.683
<i>alpha2</i>	} 0.071*	0	0
<i>alpha3</i>		0.123	0.268

Simberloff (1988) et Menges (1991).

Les effectifs des populations de *C. corymbosa* que nous suivons depuis 1994 sont, à notre connaissance, les premiers à être connus. Bien que quatre ou cinq des six populations actuelles soient connues des botanistes depuis 100 à 200 ans (voir Colas & al. 1997), aucune information sur leurs effectifs n'est disponible avant notre étude. Nous n'avons à l'heure actuelle pas les moyens d'estimer ce qu'ils pouvaient être, même si cela est théoriquement possible par des méthodes indirectes (génétiques). Nous ne pouvons donc analyser l'évolution des effectifs que depuis juin 1994. Les variations d'effectifs reproducteurs observées sur les trois dernières années ne sont vraisemblablement pas dues aux activités humaines, celles-ci n'ayant visiblement pas modifié le milieu dans cette période. Notre but est donc d'analyser les facteurs stochastiques (écologiques, démographiques, génétiques) qui agissent sur la dynamique des populations de *C. corymbosa*. Pour cela, le simple comptage des individus reproducteurs chaque année n'est pas suffisant, il faut comprendre les variations qui affectent la fécondité (production de graines) et la survie de tous les stades du cycle de vie (graine, plantule, rosette, plante en fleurs).

*Analyse des paramètres démographiques.*— Un second type de suivi démographique, avec ce que l'on appelle des "quadrats démographiques", a donc été mis en place dans les six populations naturelles. Ce sont des placettes permanentes dans lesquelles, tous les trois mois, chaque plante est individualisée et mesurée. Cela nous donne des informations sur la survie, la croissance, les probabilités de floraison selon la taille, etc. De 3 à 9 quadrats d'une surface de 1 à 14 m<sup>2</sup> sont suivis dans chacune des populations, pour un total de 40 quadrats. Suivant l'année et la saison d'observation, cela représentait un total de 293 (minimum, en septembre 1996) à 836 (maximum, en décembre 1996) plantes suivies. De

plus, une étude écologique sur les plantes en fleurs (dans et en dehors des quadrats) nous a donné des informations sur la production de graines (Colas & al., soumis). De cette dernière étude, nous avons déterminé, chaque année, un nombre moyen de graines produites par plante en fleurs. Etant donné que la dispersion des graines est très faible (une moyenne de 30 cm, voir Colas & al. 1997), que leur dormance pendant plus d'une année est négligeable (Colas 1997), et que nous pouvons compter le nombre de plantules qui émergent dans les quadrats entre deux saisons de floraison, nous avons estimé la probabilité d'émergence des plantules sur l'ensemble des quadrats en faisant le rapport du nombre de plantules observées sur le nombre de graines produites. Les premières données démographiques que nous avons sont résumées dans le tableau 2.

Ces données n'ont bien sûr pas un intérêt uniquement descriptif. Leur utilisation dans un modèle démographique permet de faire des prédictions sur le devenir des populations (calcul du taux d'accroissement des populations), et de détecter les paramètres démographiques pour lesquels de petites variations permettent d'améliorer le plus la probabilité de survie des populations. Cela représente évidemment un grand intérêt dans l'optique d'une gestion conservatoire. Quelques analyses ont à ce jour été faites à l'aide du logiciel ULM (Legendre & Clobert 1995, Ferrière & al. 1996).

Tableau 2. Moyennes par année, sur l'ensemble des populations, des variables de survie et de fécondité de *C. corymbosa*.

	1994	1995	1996	1997
Po	-	10	7	19
E1	253	192	129	174
E2	-	151	161	206
Au	89	75	77	103
Cr	-	5	15	20
Pe	65	61	31	82
Total	-	494	420	604

*nc*, nombre moyen de capitules par plante en fleurs

*ns*, nombre moyen de graines par capitule

*e*, probabilité d'émergence des plantules

*f*, nombre moyen de plantules qui émergent par plante en fleurs (fécondité),  $f = nc * ns * e$

*s0*, probabilité de survie d'une plantule jusqu'au 1<sup>er</sup> été (juin)

*s1*, probabilité de survie d'une rosette de moins d'un an jusqu'au 2<sup>ème</sup> été

*s2*, probabilité de survie d'une rosette d'au moins 2 ans jusqu'à l'été suivant

*alpha2*, probabilité qu'une rosette fleurisse lors de son 2<sup>ème</sup> été

*alpha3*, probabilité qu'une rosette âgée de plus de 2 ans fleurisse

\* En 1994, première année de l'étude, nous ne pouvions pas déterminer l'âge des plantes, nous n'avons donc qu'une donnée moyenne pour *s1* et *s2*, ainsi que pour *alpha2* et *alpha3*.

Voici ce qui en ressort :

Quelle que soit l'année considérée, le taux d'accroissement des populations est très inférieur à 1. Avec des paramètres démographiques tels que ceux que nous avons récoltés depuis 1994 dans les quadrats, les populations de *C. corymbosa* devraient s'éteindre d'ici une cinquantaine d'années. Or, 1997 est l'année où le nombre de plantes en fleurs dans les populations (sauf E1) était le plus élevé depuis 1994 (cf. tableau 1). Cela pourrait sembler paradoxal mais il faut relier cela à la probabilité de floraison des rosettes environ deux fois plus élevée en 1997 que les années précédentes.

Quoi qu'il en soit, ces résultats doivent être considérés avec beaucoup de prudence. Il est effectivement possible que les populations étaient de taille beaucoup plus grande autrefois et que nous les observions " en bout de course ". Mais il faut réaliser que trois ans de suivis démographiques ne représentent pour cette espèce qu'une demi-génération (le temps de génération est estimé à 5-6 ans), ce qui est très peu. Il semble finalement raisonnable de penser que sur ce type de plante, dans un milieu extrême que sont des falaises en milieu méditerranéen, avec des variations environnementales très fortes (sur les précipitations annuelles, par exemple), trois ans de données démographiques ne suffisent pas pour tirer des conclusions sur le devenir des populations.

### Quelques recommandations et propositions pour une gestion conservatoire

Il est clair que depuis la fin du pâturage ovin sur le massif de la Clape (il y a un cinquantaine d'années ?), le milieu se ferme progressivement. Etant donné que *C. corymbosa* ne semble pas compétitive, il est possible que les falaises occupées actuellement par cette espèce correspondent simplement à un milieu refuge qui leur évite la compétition. Le manque de données historiques ne permet cependant pas de confirmer cette hypothèse. Le seul moyen de la tester serait d'introduire et de contrôler des troupeaux de moutons sur les plateaux adjacents à une ou deux falaises occupées par *C. corymbosa*. Cela nous semble très lourd à gérer pour un résultat aléatoire (car il est probable que *C. corymbosa* soit brouillée, voir Colas 1997) et, s'il est favorable à l'espèce, observable au mieux après quelques générations (20 ans ?).

En revanche, si des mesures de gestion du milieu doivent être prises, nous pouvons proposer des ouvertures contrôlées de la végétation au pied des falaises et/ou en rebord de plateaux, à la condition (importante) que cela ne favorise pas le passage et donc le piétinement.

Mais on peut envisager également le renforcement de certaines populations et la création de nouvelles. En effet, étant donné la faible aptitude colonisatrice de *C. corymbosa* (Colas & al. 1997), la survie de l'espèce semble ne dépendre que de la viabilité des six populations actuelles, qui échangent peu de gènes et sont de petite taille ; elles sont donc soumises à une forte dérive génétique (qui tend à diminuer la variabilité génétique et les chances de subsister face à un environnement variable), et les individus y sont probablement assez consanguins. De plus, la faible densité de plantes en fleurs peut conduire à diminuer l'intérêt des pollinisateurs vis-à-vis de cette espèce (effet Allee) et augmenter encore le risque d'extinction des populations.

Le renforcement des populations, en plaçant des graines dans des fissures de rochers,

pourrait permettre d'augmenter considérablement leurs effectifs. En effet, lors d'introductions expérimentales, le taux d'émergence des plantules issues de graines placées dans des fissures de rochers était multiplié par 20 par rapport aux graines dispersées naturellement (Colas 1997).

La création de nouvelles populations permettrait également de diminuer les risques d'extinction de l'espèce. De plus, la création de "populations relais" dans des sites occupés entre les populations existantes permettrait d'augmenter les flux de gènes et la variabilité génétique au sein des populations existantes.

On peut s'interroger sur le choix des graines à introduire pour le renforcement des populations. Un mélange de graines provenant de différentes populations doit permettre de créer de la variabilité, notamment aux locus d'incompatibilité, ce qui améliorerait l'efficacité de la pollinisation. Il nous semble peu probable que cela puisse casser des combinaisons de gènes coadaptés et provoquer une "dépression hybride". Cependant, pour confirmer cette hypothèse, des études en conditions contrôlées sont en cours à Porquerolles (thèse d'Hélène Fréville).

### Remerciements

Cette étude a été financée par le Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles, la Région Languedoc-Roussillon, le Ministère des Affaires Etrangères (programme Picasso) et l'Office National des Forêts.

### Références bibliographiques

- Colas, B. 1997: *Centaurea corymbosa*, chronique d'une extinction annoncée. — Thèse de Doctorat, Université de Tours, France.
- , Olivieri, I. & Riba, M. 1997: *Centaurea corymbosa*, a cliff-dwelling species tottering on the brink of extinction. A demographic and genetic study. — Proceedings of the National Academy of Sciences, USA **94**: 3471-3476.
- , Riba, M., & Molina, J. 1996: Statut démographique de *Centaurea corymbosa* Pourret (*Asteraceae*), *Hormatophylla pyrenaica* (Lapeyr.) Cullen & Dudley (*Brassicaceae*), et *Marsilea strigosa* Willd. (*Marsileaceae-Pteridophyta*), trois plantes rares dans le sud de la France. — Acta botanica Gallica **143(2/3)**: 191-198.
- Ferrière, R., Sarrazin, F., Legendre, S., & Baron, J.-P. 1996: Matrix population models applied to viability analysis and conservation: theory and practice using the ULM software. — Acta OEcologica **17**: 629-656.
- Legendre, S. & Clobert, J. 1995: ULM, a software for conservation and evolutionary biologists. — Journal of Applied Statistics **22**: 817-834.
- Menges E. S. 1991: The application of minimum viable population theory to plants. — Pp. 45-61 in: Falk, D. A. & Holsinger, K. E. (ed.), Genetics and conservation of rare plants. — Oxford.
- Olivier, L., Galland, J.-P., Maurin, H. & Roux, J.-P. (ed.) 1995: Livre rouge de la flore menacée de France. Tome 1 : Espèces prioritaires. — Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- Shaffer, M. L. 1987: Minimum viable populations: coping with uncertainty. — Pp. 69-86 in Soulé, M. E. (ed.), Viable populations for conservation. — Cambridge University Press, Cambridge.
- Simberloff, D. 1988: The contribution of population and community biology to conservation science. — Annual Review of Ecology and Systematics **19**: 473-511.

## Addresses of the authors:

Miquel Riba: Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, Universitat Autònoma de Barcelona, Bellaterra 08193, Barcelona, Spain.

Bruno Colas: Laboratoire d'Ecologie, Case courrier 237, Bâtiment A, Université de Paris 6, 7 quai Saint Bernard, 75252 Paris cedex 05, France.

Hélène Fréville, Agnès Mignot, Christophe Petit, Ophélie Ronce & Isabelle Olivieri: Institut des Sciences de l'Évolution, UMR 5554, Université de Montpellier 2, Place Eugène Bataillon, 34095 Montpellier cedex 05, France.

Hélène Fréville: Station de Génétique et Amélioration des Plantes, Institut National de la Recherche Agronomique, Centre de Montpellier, Domaine de Melgueil, 34130 Mauguio, France.

Jean-Pierre Henry: Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles, Castel Sainte-Claire, 83418 Hyères, France.

