

Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse

X^e Colloque international de botanique
pyrénéo-cantabrique
Bagnères-de-Luchon (Haute-Garonne, France)
8-10 juillet 2013



2023
Hors-série

X^e Colloque international de botanique pyrénéo-cantabrique

Bagnères-de-Luchon (Haute-Garonne, France)

8-10 juillet 2013

Gérard Largier & Luc Passera,
éditeurs scientifiques

Le X^e Colloque international de botanique pyrénéo-cantabrique a été organisé à Bagnères-de-Luchon (Haute-Garonne, France) les 9 – 11 juillet 2013 par le Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées avec le soutien de l'Union européenne (Fonds européen de développement régional – PO FEDER Midi-Pyrénées), de l'État - Commissariat à l'aménagement des Pyrénées (Fonds FNADT Massif des Pyrénées) et Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement de Midi-Pyrénées (DREAL), de la Région Midi-Pyrénées, de la Fédération des Conservatoires botaniques nationaux, de la Ville de Luchon et de la Société d'histoire naturelle de Toulouse.

Comité d'organisation

Gérard LARGIER, Gilles CORRIOL, Jocelyne CAMBECÈDES, Béatrice MORISSON, Élodie HAMDI, Gilles COUËRON, Karine BORGELLA & Anne GAULTIER (CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées).

Comité scientifique

Marlène ALBERT-LLORCA (Université Toulouse Le Mirail), Jocelyne CAMBECÈDES (CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées), Grégory CAZE (CBN sud-atlantique), Gilles CORRIOL (CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées), Bruno DE FOUCAULT, Raphaële GARRETA (CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées), Didier GALOP (Université Toulouse Le Mirail & CNRS, Laboratoire Géode), Thierry GAUQUELIN (Université de Provence, IMEP), Elodie HAMDI (CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées), Gérard LARGIER (CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées), Sylvia LOCHON-MENSEAU (CBN méditerranéen), Dominique MAZAU (Université Paul-Sabatier Toulouse III, Jardin botanique et arboretum Henri-Gaussen), Jean Paul MÉTAILLIÉ (Université Toulouse Le Mirail, Laboratoire Géode), James MOLINA (CBN méditerranéen), Josep Maria NINOT, (Universitat de Barcelona), Boris PRESSEQ (Société d'histoire naturelle & Muséum d'histoire naturelle de Toulouse), Luis VILLAR PÉREZ (Instituto pirenaico de ecología - CSIC).

Secrétariat du colloque

Gilles COUËRON, Anne GAULTIER, Béatrice MORISSON & Karine BORGELLA (CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées)

Comité de relecture des actes

Marlène ALBERT-LLORCA (Université Toulouse Le Mirail), Jocelyne CAMBECÈDES (CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées), Gilles CORRIOL (CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées), Marta DOMENECH (Andorra recerca + innovació), Bruno DE FOUCAULT, Raphaële GARRETA (CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées), Élodie HAMDI (CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées), Gérard LARGIER (CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées), Josep Maria NINOT, (Universitat de Barcelona), Luc PASSERA (Société d'histoire naturelle de Toulouse), Boris PRESSEQ (Société d'histoire naturelle & Muséum d'histoire naturelle de Toulouse), Luis VILLAR PÉREZ (Instituto pirenaico de ecología - CSIC).

Secrétariat de la publication des actes

Anne GAULTIER (CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées).

Citation de la publication : LARGIER, G. & L. PASSERA (eds sc.), 2023. Actes du X^e Colloque international de botanique pyrénéo-cantabrique, Bagnères-de-Luchon (Haute-Garonne, France), 9 – 11 juillet 2013. Bulletin de la Société d'histoire naturelle de Toulouse, hors-série, 196 pp.

bulletin de la société
d'HISTOIRE
NATURELLE
de TOULOUSE

**X^e Colloque international de botanique
pyrénéo-cantabrique
Bagnères-de-Luchon (Haute-Garonne, France)
8-10 juillet 2013**

À André Baudière, Jean Vivant, Salvador Rivas Martinez et Marcel Saule

2023

Hors-série

10^e colloque de botanique pyrénéo-cantabrique

Botanical LUCHON

8 et 9 juillet 2013
Casino de Bagnères-de-Luchon

**Flors, à chacun sa fleur,
à chacun sa nature**

Exposition aux Thermes Chambert
Visite commentée le 8 juillet à 18h30

Des plantes sauvages pour revégétaliser

Film et conférence au Casino le 9 juillet à 18h30

entrée libre

Colloque : informations et réservation obligatoire sur
<http://botaluchon.cbnmpm.fr>



un événement organisé par
le Conservatoire botanique national
des Pyrénées et de Midi-Pyrénées



Datar
Pyrénées



RÉGION
MIDI-PYRÉNÉES

Luchon
Pyrénées-midi !



Affiche du colloque, conception Marie Lauribe,
dessin de Marcel Saule (*Campanula speciosa* Pourret)



Les participants devant le Casino de Luchon, photo CBNPMP/Gilles Couéron.



Le professeur Salvador Rivas Martínez † (à gauche) et Luis Villar pendant l'excursion du tour du pic de Burat, photo CBNPMP/Gérard Largier



Dessin Marcel Saule

Introduction

Le X^e Colloque international de botanique pyrénéo-cantabrique s'inscrivait dans la série de colloques scientifiques organisés tous les trois ans depuis 1986, alternativement en France, Espagne et Andorre. Le colloque de Luchon, comme les précédents, a rassemblé les naturalistes, gestionnaires et chercheurs concernés par la flore et les habitats naturels des Pyrénées et des Monts cantabriques, dans les sciences biologiques et humaines : taxonomie, paléobotanique, phytogéographie, écologie végétale, fonctionnement des écosystèmes, phytosociologie, cartographie de la végétation, biologie de la conservation, histoire de la botanique, ethnobotanique.

Le Colloque s'est tenu dans Salle Henri Pac du Casino de Luchon, avec la participation de 100 personnes issues de 39 structures des trois pays. Des hommages ont été rendus à André Baudière (1932-2010), initiateur des colloques internationaux de botanique pyrénéo-cantabrique, à Jean Vivant (1923-2010), grand spécialiste de la flore et de la fonge des Pyrénées centro-occidentales, ainsi qu'à Salvador Rivas Martinez (1935-2020), éminent phytosociologue espagnol, présent au colloque et décédé depuis.

23 communications orales et 21 posters ont été présentés pendant deux jours en cinq sessions :

« Connaissance de la flore : histoire de la botanique et chorologie » ;

« Connaissance de la flore : étude de la diversité génétique » ;

« Ecologie et communautés végétales » ;

« Gestion et analyse des données floristiques, synthèses » ;

« Flore & végétation, changements globaux, pressions, usages : analyses, suivis, conservation, restauration ».

Trois excursions ont été organisées le mercredi 10 juillet :

- Des environs du port de Balès (31) au lac de Bareilles

(65), excursion botanique conduite par le Conservatoire botanique : bas-marais alcalin, rochers et pelouses calcaires, sources, pelouses, sapinière et rhodoraie, végétation des rives lacustres ;

- Le tour du pic de Burat (Gouaux de Luchon, Baren, Marignac, Arlos, 31), excursion botanique conduite par l'AREMIP (Jean-Michel Parde) : prairies et pelouses montagnardes et subalpines, pelouses calcaires écorchées, landes à rhododendron, mouillères acides, mouillères alcalines et prairies humides alcalines, sources pétrifiantes ;

- La montagne de Rié (Marignac), histoire, étude, conservation et suivi de la formation à Genévrier thurifère (*Juniperus thurifera* L.), flore de la montagne de Rié, excursion conduite par le Conservatoire botanique et l'Office national des Forêts (Delphine Fallour-Rubio).

Deux conférences du Conservatoire botanique à destination du grand public ont été également organisées. L'une traitait des perceptions et représentations de la flore pyrénéenne et s'appuyait sur l'exposition « *Flors*, à chacun sa fleur, à chacun sa nature », présentée à Luchon pendant tout le mois de juillet 2013. L'autre concernait la restauration écologique, avec la participation des domaines skiabiles de Peyragudes et de Superbagnères.

Les actes de ce colloque rassemblent 26 articles issus des communications et posters, regroupés par sessions.

Ce colloque a pu être organisé grâce au soutien et à l'implication de nos partenaires techniques et financiers, et à la mobilisation de l'équipe du Conservatoire. Nous les remercions chaleureusement ainsi que la Société d'histoire naturelle de Toulouse, avec son président Michel Bilotte, qui publie ces actes.

**Session Connaissance de la flore :
histoire de la botanique et chorologie**

Conocimiento de la flora : historia botánica y corología

Knowledge of flora : botanical history and chorology

Algunos taxones de área disyunta llamativa presentes en las sierras prepirenaicas meridionales oscenses y leridanas

José Vicente Ferrández Palacio

Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). c/ Segura, 73. 22400 Monzón (HUESCA) España.
E-mail : jv-ferrandez@yahoo.es

RESUMEN

Se tienen en cuenta una serie de taxones que presentan disyunciones llamativas en sus áreas de distribución. Son plantas raras en este sector, con poblaciones aisladas de su núcleo principal. Se discuten las posibles vías de penetración y los factores que han podido influir en su presencia actual. Algunos de los taxones a tratar son: *Paraceterach marantae*, *Juniperus thurifera*, *Pulsatilla rubra*, *Spiraea crenata*, *Cheirolophus intybaceus*, *Pilosella leptobrachia* y *Piptatherum coerulescens*.

Palabras clave: Prepirineo, Huesca y Lleida, taxones de área disyunta, vías de migración

À propos de quelques taxons intéressants à aire disjointe présents dans les Pré-Pyrénées méridionales de Huesca et Lleida

RÉSUMÉ

Quelques taxons à disjonctions remarquables dans leurs aires de répartition sont considérés dans cet article. Il s'agit de plantes rares dans la région, avec des populations à l'écart de leurs stations principales. Les possibles voies de migration vers les Pré-Pyrénées et les facteurs qui ont pu influencer leur distribution actuelle sont discutés. Quelques-uns des taxons traités sont : *Paraceterach marantae*, *Juniperus thurifera*, *Pulsatilla rubra*, *Spiraea crenata*, *Cheirolophus intybaceus*, *Pilosella leptobrachia* et *Piptatherum coerulescens*.

Mots-clés : Pré-Pyrénées, Huesca et Lleida, taxons à aire disjointe, voies de migration.

About some interesting taxa with remarkable distribution ranges occurring in the Spanish Pre-Pyrenees (Huesca and Lleida)

ABSTRACT

Among the taxa which occur in the Spanish Pre-Pyrenees (provinces of Huesca and Lleida) some have remarkable distribution ranges and are found there far away from their main populations. Some possible ways of migration as well as the reasons which could have affected their current distribution are also discussed in this paper. Some of them are: *Paraceterach marantae*, *Juniperus thurifera*, *Pulsatilla rubra*, *Spiraea crenata*, *Cheirolophus intybaceus*, *Pilosella leptobrachia* and *Piptatherum coerulescens*.

Key words: Spanish Pre-Pyrenees, Huesca and Lleida, distribution range, ways of plant migration.

I. Introducción

La porción central del Prepirineo, comprendida entre los ríos Cinca por el W y Segre por el E, alberga numerosos taxones de afinidad mediterránea, junto con otros de carácter continental más propios de las parameras ibéricas y que presentan llamativos hiatos en sus áreas de distribución. Hemos estudiado

la distribución de algunos de estos taxones cuya disyunción del área de distribución es particularmente notable.

II. Metodología

El presente artículo está basado en observaciones de campo, recogida y determinación de muestras y consulta de bibliografía y mapas de distribución. Los pliegos correspondientes se hallan

depositados en el Herbario JACA, del Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). La ordenación que hemos seguido para los distintos taxones es la alfabética, dentro de cada uno de los elementos corológicos considerados: mediterráneo (grupos de especies termófilas y oromediterráneas), eurosiberiano (subelemento submediterráneo) y pónico. En las cuadrículas UTM, cuando se aportan, omitimos el huso [31T] por ser común a todas ellas.

III. Resultados

1. Elemento mediterráneo

1.1. Especies termófilas

Viniendo de las costas catalanas y sus proximidades, alcanzando el Prepireneo oscense y leridano una serie de plantas amantes del clima benigno y luminoso. Se trata de estirpes con áreas de distribución variadas dentro del ámbito mediterráneo (omnimediterráneas, ibero-magrebíes, ibero-occitanas) que penetran por el valle del Ebro y los suaves relieves de la Segarra y la Noguera, hasta los Somontanos oscenses, para desaparecer ya hacia el W y el N, en cuanto el clima se vuelve más continental o se hacen más patentes los efectos de la altitud. Las encontramos en enclaves favorables térmicamente, de inviernos suaves y con nieblas apenas persistentes. Comentamos los taxones siguientes:

1.1.1 *Andrachne telephioides* L.

En Baldellou, en la Litera oscense (CG0042, 380 m de altitud), apenas por encima del nivel máximo de las aguas del embalse de Santa Ana, hallamos esta euforbiácea de la subfamilia *Phyllantoideae* viviendo sobre ofitas. Es propia de la región mediterránea y por el E alcanza Irán, Afganistán y Pakistán. En la Península Ibérica la encontramos en las comarcas litorales desde Barcelona a Valencia, con algunas avanzadillas hacia el interior hasta la Noguera, Segriá, Urgell y Baja Ribagorza, más la localidad literana que reseñamos (FERRÁNDEZ *et al.* 1988: 191, MOLERO *et al.* 1988: 266, VILLAR *et al.* 1997: 456). Allí convive con *Alyssum serpyllifolium*, *Fumana thymifolia*, *Heteropogon contortus*, *Hyparrhenia sinaica* y *Polygala rupestris*. Habría llegado desde el litoral tarraconense, resiguiendo el área de influencia térmico-marítima y adentrándose por el Bajo Ebro y el Segre hasta estas zonas favorables del Prepireneo.

1.1.2. *Cheirolophus intybaceus* (Lam.) Dostál (*Centaurea intybacea* Lam.)

Se trata de una compuesta leñosa integrante de la maquia mediterránea (coscojar con lentisco, *Quercus-Lentiscetum*) del E de la Península Ibérica y SE de Francia. Busca siempre enclaves muy abrigados (donde a veces coincide con *Smilax aspera*) y florece a principios del verano. Es muy rara en los Somontanos oscenses (Ayerbe, Salto del Roldán al N Huesca, Baldellou) y leridanos (Camarasa), y más frecuente cerca de la costa o en enclaves de la Depresión del Ebro que apenas sufren heladas en invierno (Caspe junto al embalse de Mequinenza o la Muela de Terreu al S de Monzón). En Baldellou (Volterria, BG9745, 655-670 m) ocupa una estrecha franja al pie de los escarpes soleados, allí donde el pinar de *Pinus halepensis* no puede llegar a cerrarse por la caída frecuente de piedras; le

acompañan *Convolvulus lanuginosus*, *Globularia alypum*, *Piptatherum coerulescens* y *Rosmarinus officinalis*.

1.1.3. *Daucus durieua* Lange

Sin salir de las ofitas soleadas de Baldellou (CG0042, 400 m), junto al embalse de Santa Ana y bajo Peña Roya, encontramos en 2012 este terófito en los claros de un carrascal seco, creciendo en suelo arenoso-terroso procedente de la disgregación de estas rocas oscuras de origen subvolcánico. Le acompañan en esa localidad, entre otras: *Dianthus costae*, *Hypochoeris glabra*, *Phagnalon sordidum* y *Silene inaperta*. De distribución así mismo circunmediterránea, se adentra bastante por el interior ibérico (S de Burgos, ALEJANDRE *et al.* 2006: 641). La vía de penetración de esta planta hacia el Prepireneo debe de haber seguido las montañas catalánicas tarraconenses, donde también está presente. Algo más al sur del territorio considerado la hemos encontrado en el año 2013 en Monzón (Loma de Fleta, BG6439, 260 m).

1.1.4. *Jacobaea auricula* (Bourg.) Pelsler (*Senecio auricula* Bourg. ex Coss.)

Paleoendemismo gipsícola del NW de África (Argelia) y el E de la Península Ibérica. Desde la Depresión del Ebro llega como finícola al Prepireneo oscense en Castillonroy, cerca de la presa de Santa Ana (FERRÁNDEZ 2012), conociéndose localidades próximas en la Noguera, Segarra, Segriá y Urgell (Lleida). En Castillonroy vive en un claro de pinar de *Pinus halepensis* sobre yesos del Keuper con baja cobertura vegetal, en suelo algo húmedo y descarnado con alta concentración de sales, a 390 m de altitud.

Dentro de *Senecio auricula* s. l. se han considerado distintas subespecies: subsp. *auricula*, subsp. *castellanus* Ascaso & Pedrol y subsp. *sicoricus* (O. Bolòs & Vigo) Ascaso & Pedrol (DE LA TORRE *et al.* 1999, MOTA *et al.* 2011: 297-304), cuya distinción se basa en caracteres poco constantes, incluso dentro de la misma población, por lo que algunos autores (CALVO & VON RAAB-STRAUBE, com. pers.) opinan que no tienen validez. Por su parte, el género *Jacobaea* Mill. ha sido reivindicado recientemente por PELSNER *et al.* (2006).

Creemos también interesante comentar que, no lejos de donde hallamos este taxón pero en terreno pedregoso calcáreo (BG9940, 380 m), vive otra planta muy termófila, *Reichardia picroides* (L.) Roth. subsp. *picroides*, de la que existía únicamente una cita previa para todo el Prepireneo aragonés (Alquézar, MONTSERRAT MARTÍ 1986: 199). También penetra desde el litoral mediterráneo y la Depresión del Ebro por las zonas bajas de los ríos Segre y Cinca.

1.1.5. *Lathyrus saxatilis* (Vent.) Vis

Modesta leguminosa anual de flores blanco-amarillentas que vive en lugares caldeados y pedregosos, con baja cobertura vegetal. Hallada así mismo en la Volterria de Baldellou (BG9745, 640-645 m), en una glera muy soleada en compañía de *Bituminaria bituminosa*, *Chaenorhinum rubrifolium*, *Fumaria* cf. *petteri* subsp. *calcarata*, *Mercurialis huetii* y *Legousia castellana*. Su área en el Prepireneo, donde es muy rara, apenas sobrepasa el río Cinca por el W, y constituye una avanzadilla hacia el interior peninsular, ya que también se

trata de un taxón de distribución circunmediterránea que se aparta poco del litoral.

1.1.6. *Paraceterach marantae* (L.) R. M. Tryon Jun. subsp. *marantae* [*Notholaena marantae* (L.) Desv., *Cheilanthes marantae* (L.) Domin.]

Helecho xerófilo de distribución holártica (paleo-subtropical; por el N llega hasta el C de Francia y Austria), que en Macaronesia está representado por la subsp. *subcordata* (Cav.) Kunkel.

En el NE de la Península Ibérica lo encontramos, muy disperso, en las provincias de Girona (l'Albera, la Garrotxa), Barcelona (Obac, Guillerics, Montseny), Tarragona (Prades) y puntos del Sistema Ibérico. En el Prepirineo vive tanto en las provincias de Huesca (Estopiñán del Castillo), como en la de Lleida [Gerrí de la Sal, Rialp, Llavorsí y Vall Ferrera (AYMERICH 2008, SÁEZ *et al.* 2008)].

En Estopiñán se localiza en ofitas soleadas y existen varias poblaciones, en alguna de las cuales (BG9655, 710-740 m) coincide con el también termófilo *Cheilanthes acrostica* (Balbis) Tod., taxón que se adentra mucho hacia el Pirineo en enclaves favorables por el Ésera (Sahún, BH9318, 1318 m) o el Pallars Sobirà [Alins, CH6212, 1300 m (AYMERICH & SÁEZ 2013: 177)].

1.1.7. *Piptatherum coerulescens* (Desf.) Beauv. [*Oryzopsis coerulescens* (Desf.) Hack.]

Gramínea de los pisos termo y mesomediterráneo, característica de pastizales subnitrófilos secos sobre suelos pedregosos (*Melico-Saturejetum fruticosae*) y repisas rocosas, donde entra en asociaciones de *Asplenietalia petrarchae* (SERRA 2007: 1060). Frecuente en las comarcas litorales, se encuentra en escasos puntos del interior peninsular.

En la solana de la ya mencionada sierra de la Volteria (BG9745, 640-700 m), abunda al pie de los escarpes calcáreos, donde va acompañado, entre otros, por *Cheirolophus intybaeus*, *Clematis flammula* y *Ferula communis*. También lo encontramos algo más al N en la sierra del Sabinós, sobre Finestres (Estopiñán), donde llega a los 980 m de altitud.

1.2. Especies oromediterráneas

Propias de las montañas que circundan el Mediterráneo, están adaptadas a soportar una elevada evapo-transpiración, sequía edáfica y fuertes contrastes de temperatura. Comentaremos las siguientes:

1.2.1. *Juniperus thurifera* L.

Árbol del Mediterráneo occidental, de área fragmentada: NW de África (Atlas marroquí, Aurès en Argelia), Península Ibérica, Alpes meridionales y Córcega. En los Pirineos se conoce de Haute-Garonne (Montagne de Rié) y Ariège (Quié de Lujat), en la vertiente septentrional, y del piedemonte de Guara, la Litera-Baja Ribagorza (FERRÁNDEZ 2003) y el Pallars (AYMERICH 2007), en la meridional.

Recientes estudios morfológicos (ROMO & BORATYŃSKI 2007) y genéticos (TERRAB *et al.* 2008) apoyan la existencia de dos subespecies: subsp. *africana* (Maire) ROMO & BORATYŃSKI 2007 a la que pertenecerían las poblaciones de Marruecos,

y subsp. *thurifera*, en la que se encuadrarían las restantes. La población argelina, en contra de lo que pudiera parecer si consideramos solamente la proximidad geográfica, está más relacionada genéticamente con las europeas que con las marroquíes. Se habrían producido distintas fases de expansión y retracción a lo largo del Pleistoceno, con una probable colonización reciente a larga distancia en Córcega a partir de semillas procedentes del NE ibérico (Depresión del Ebro), debida seguramente a los zorrales, que consumen sus arcéstidas (TERRAB *et al.* 2008).

Centrándonos ahora en el Prepirineo aragonés, cabe decir que en agosto de 2006 la población de sabina albar de Peralta de Calasanz (Gabasa) fue destruida completamente por un incendio en el que ardieron pinares de *Pinus halepensis* y formaciones de *Quercus ilex* subsp. *ballota* con boj y quejigo. En los claros de un carrascal vivían unos 40 pies de *Juniperus thurifera* entre los 740 y 830 m de altitud (FERRÁNDEZ 2003), de los que desafortunadamente no logró sobrevivir ninguno, según pudimos testimoniar. Más tarde, a instancias del Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón (PUENTE, com. pers.), se llevó a cabo una plantación con sabina albar en la misma zona, sin que conociéramos el origen de la simiente de la que procedían los plantones, ni tampoco el éxito de la misma.

1.2.2. *Astragalus granatensis* Lam.

Endemismo de España y el NW de África (Gran Atlas marroquí), propio de áreas supramediterráneas muy continentales. Su área de distribución ibérica se extiende por las cordilleras Béticas y Penibéticas y los Sistemas Central e Ibérico, "saltando" luego el Ebro hasta el Prepirineo oscense junto al río Guart, un afluente del Noguera Ribagorzana (Estopiñán, Caserras del Castillo, BG95 y CG05). Allí existen varias subpoblaciones bastante nutridas en los lechos pedregosos de algunas ramblas que descienden por el piedemonte de la sierra del Montsec, entre los 506 m (cota máxima del embalse de Canelles) y los 620 m de altitud (FERRÁNDEZ 1996). Resulta cuando menos sorprendente la presencia de esta planta espinosa de porte almohadillado en este sector y a baja altitud –en el piso mesomediterráneo–, en un enclave bastante cercano a las poblaciones de otras leguminosas colonizadoras de cresteríos, como son *Echinopartum horridum* y *Erinacea anthyllis*, más competitivas, pero que debieron de alcanzar estos montes en oleadas migratorias diferentes. Esta dos últimas desempeñan en el Montsec roles completamente distintos, que explicarían, al menos en parte, la existencia de *Astragalus granatensis*. Mientras que *Erinacea anthyllis* –otro taxón ibero-magrebí-forma extensos matorrales en las crestas de la sierra a partir de los 1100 m de altitud, en asociación con *Arctostaphylos uva-ursi* y *Paeonia officinalis* subsp. *microcarpa*, por su parte, las exiguas poblaciones del erizón amarillo (*Echinopartum horridum*) del Montsec d'Ares, sierra de Lleràs y cercanías de Benabarre configuran el límite SE de distribución de esta especie (ROMO 1989: 145), quedando sus núcleos más importantes al W y al N del territorio considerado (Guara, Turbón, Peña Montañesa, etc.). Parece por tanto que *Astragalus granatensis* vive hoy en día en el Prepirineo central

meridional en el único lugar en que no tiene competencia, en una localidad abisal que recuerda, aunque “a la inversa”, a otras que coloniza en los montes ibéricos. Se trata aquí, en Caserras, de anchas ramblas y laderas de pudingas que el bosque circundante no ha conseguido colonizar, con lo que las condiciones de hábitat abierto han persistido durante largos periodos de tiempo.

2. Elemento eurosiberiano subelemento submediterráneo

Constituido por taxones que en el Prepirineo central se hallan en ambiente de quejigal con boj. Consideramos aquí: – *Pilosella leptobranchia* (Arv.-Touv.) Mateo (*P. anchusoides* Arv.-Touv.)

En la misma localidad oscense de Caserras del Castillo, muy cerca de algunos de los ejemplares de *Spirea crenata* (véase más adelante) que encontramos a mayor altitud (680 m), existe una pequeña población de este taxón recientemente recombinado (cf. MATEO 2012, donde aparece una detallada descripción). Vive en suelo ácido junto con *Anthemis cretica* subsp. *saxatilis*, *Micropyrum tenellum* y *Silene nemoralis*. Se trata de una planta distribuida por el S de Francia y el cuadrante NE de la Península Ibérica (MATEO 2001), muy rara en el Prepirineo central, donde también se conoce de la provincia de Lleida en Gerri de la Sal (SÁEZ *et al.* 2008: 152).

3. Elemento pónico o sarmático

Integrado por taxones de origen estépico y desértico no estrictamente mediterráneos, procedentes del W de Asia y Europa oriental. Comentamos, por su llamativa distribución:

3.1. *Pulsatilla rubra* Delarbre

Esta anémona del SW de Europa parece preferir las islas edáficas con suelo acidificado existentes en áreas dominadas por los sustratos carbonatados (“acidófila selectiva” según ALEJANDRE *et al.* 2006: 514). Las plantas ibéricas han sido encuadradas en ocasiones dentro de lo que se ha venido llamando *P. rubra* subsp. *hispanica* W. Zimm., tenido por presunto endemismo y que se distinguirían sobre todo por el color de sus flores, azulado-violáceo en las que nosotros hemos podido observar. En Cataluña sólo se ha encontrado en la Alta Cerdanya y la sierra del Montsec, donde no es rara en sus sectores central (Ares) y oriental (Rúbies), pero ya aparece localizadísima al W del Noguera Ribagorzana (Viacamp, CG0761, 950 m), donde pudimos encontrar en 2006 una exigua población –la única conocida hasta hoy en Huesca– constituida por unos 30 pies, creciendo en un matorral de *Arctostaphylos uva-ursi* y *Erica scoparia* subsp. *scoparia*, sobre suelo arenoso formado a partir de areniscas del Maestrichtense. En las poblaciones del Montsec d’Ares y de l’Estall, al menos en 2006 y 2007, la vimos en flor durante el mes de marzo y ya estaba en fruto en la primera quincena de abril.

3.2. *Spirea crenata* subsp. *parvifolia* (Pau) Romo (*S. crenata* var. *parvifolia* Pau)

Arbusto de notable área disyunta. La especie es latesarmática, mientras que la subespecie es endémica del NE de la Península Ibérica, donde se encuentra en las provincias de Barcelona

(Sant Pere de Casserres, Osona), Lleida (Montsec de Rúbies) – ROMO 1989: 128; SÁEZ *et al.* 2010: 284-285 – y Huesca. La única población oscense conocida fue descubierta en 1997 en Caserras del Castillo (Estopiñán, BG9856, 580-690 m) y se encuentra en ofitas (dato a corregir en VILLAR *et al.* 1997: 304, donde indicábamos por error “sobre areniscas”). Allí medra en un canchal de umbría entre bloques de grueso calibre y en los escarpes con *Ramonda myconi* y *Saxifraga fragilis* que rompen la continuidad del arbolado, que es un carrascal con quejigo, *Acer campestre*, *A. monspessulanum*, *Buxus sempervirens*, *Celtis australis*, *Euonymus europaeus*, *Ligustrum vulgare* y *Viburnum lantana*, en compañía también de *Fragaria viridis*.

Un conteo realizado en 2011 dio como resultado 87 ejemplares, siendo por tanto la segunda población en importancia después de la del Collsacabra (Sant Pere de Casserres), donde se contabilizaron en su día 137 pies (PALOU *et al.* 2011). Esta rosácea pudo llegar en tiempos pretéritos hasta el Prepirineo a través de los valles continentales de los Alpes, por Occitania y luego por la depresión de la Cerdanya, vía migratoria hacia la Península Ibérica seguida por muchas plantas centroeuropeas y del E de Asia ligadas a climas muy continentalizados (BOLÒS & VIGO 1984: 57; ROMO 1989: 378).

IV. Discusión y conclusiones

La flora de los Prepirineos centrales meridionales contiene una importante proporción de taxones de afinidad mediterránea, muchos de ellos claramente termófilos. Aparecen con asiduidad en los pisos bioclimáticos meso y supramediterráneo y las vías migratorias que han debido de seguir para hallarse actualmente en estas zonas –alejadas en muchos casos de sus principales poblaciones– son varias, tanto desde el SW o el SE por el valle del Ebro y sus afluentes o las montañas catalanídicas, como desde el NE a través de la Depresión de la Cerdanya. Además, sus áreas de repartición actuales obedecen a fluctuaciones climáticas y geológicas, así como a la competencia interespecífica, sin olvidar las causas antropógenas. Finalmente, resulta llamativo también el hecho de que, en cuestión de pocos metros y según la orientación, podamos encontrar en un mismo enclave plantas pertenecientes a muy distintos elementos y grupos corológicos.

BIBLIOGRAFÍA

- ALEJANDRE, J. A., J.M. GARCÍA-LÓPEZ & G. MATEO (eds). 2006. – *Atlas de la flora vascular silvestre de la provincia de Burgos*. Junta de Castilla y León-Caja Rural de Burgos, Burgos 924 pp.
- AYMERICH, P. 2007. – *Juniperus thurifera* L. als Pirineus catalans. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 73: 121-123.
- AYMERICH, P. 2008. – Notes florístiques de l'Alt Pallars (Pirineus Centrals). *Acta Botanica Barcinonensia*, 51.
- AYMERICH, P., & L. SÁEZ. 2013. – Noves dades pteridològiques dels Pirineus catalans. *Orsis*, 27: 175-194.
- BOLÒS, O. DE & J. VIGO. 1984. – Flora dels Països Catalans, vol. I. (Introducció. Licopodiàcies-Capparàcies). Ed. Barcino, Barcelona, 736 pp.
- FERRÁNDEZ, J., V. G. MONTERRAT MARTÍ & J.A. SESÉ. 1988. – Notas sobre la flora del Prepirineo Central. “*Homenaje a Pedro*

- Montserrat". *Monografías del Instituto Pirenaico de Ecología*, 4: 187-197.
- FERRÁNDEZ, J. V. 1996. – *Astragalus granatensis* Lam. subsp. *granatensis* en el Prepirineo oscense. Corología, ecología, fitosociología y estado de conservación. *Lucas Mallada*, 8: 73-88.
- FERRÁNDEZ, J. V. 2003. – La sabina albar, *Juniperus thurifera* L., en el Somontano oriental de Huesca (España). *Ecología*, 17: 123-129.
- FERRÁNDEZ, J. V. 2012. – *Senecio auricula* Bourgeau ex Cosson subsp. *sicoricus* (O. Bolòs & J. Vigo) Ascaso & Pedrol (Asteraceae) en el Prepirineo aragonés. *Flora Montiberica*, 50: 62-64.
- MOLERO, J., J. PUJADAS & A.M. ROMO. 1988. – Noves dades corològiques i taxonòmiques sobre la flora dels Prepirineus Centrals catalans. "Homenaje a Pedro Montserrat". *Monografías del Instituto Pirenaico de Ecología*, 4: 265-281.
- MATEO, G. 2001. – Los géneros *Hieracium* y *Pilosella* en la Comunidad Valenciana. *Flora Montiberica*, 19: 8-36.
- MATEO, G. 2012. – Sobre *Pilosella anchusoides* y especies peninsulares afines. *Flora Montiberica*, 51: 77-79.
- MONTSERRAT MARTÍ, J. M. 1986. – Flora y vegetación de la Sierra de Guara (Prepirineo aragonés). *Naturaleza en Aragón*, 1. Diputación General de Aragón, Zaragoza, 334 pp.
- MOTA, J.F., P. SÁNCHEZ-GÓMEZ & J. S. GUIRADO (eds). 2011. – Diversidad vegetal de las yeseras ibéricas. El reto de los archipiélagos edáficos para la biología de la conservación. ADIF y Mediterráneo Asesores Consultores, Almería, 636 pp.
- PALOU, A., C. CASAS & L. SÁEZ. 2011. – Estudi de la població de *Spiraea crenata* subsp. *parvifolia* (Rosaceae) del Collsacabra. *Ausa*, XXV: 281-302.
- PELSER, P. B., J.-F. VELDKAMP & R. VAN DER MEIJDEN. 2006. – New combinations in *Jacobaea* Mill. (Asteraceae-Senecioneae). *Compositae Newsletter*, 44: 1-11.
- ROMO, A. 1989. – *Flora i vegetació del Montsec (Pre-Pirineus catalans)*. Institut d'Estudis Catalans. Arxius de la Secció de Ciències. XC, Barcelona, 534 pp.
- ROMO, A. & A. BORATYŃSKI. 2007. – Nomenclatural note on *Juniperus thurifera* subsp. *africana* (Cupressaceae). *Annales Botanici Fennici*, 44: 72-75.
- SÁEZ, L., J. MOLERO, E. CARRILLO, J. M. NINOT, M. GUARDIOLA, L. GUÀRDIA VALLE, C. MACÍAS & P. AYMERICH. 2008. – Noves contribucions al coneixement de la flora vascular del massís del Boumort (Prepirineus ibèrics, NE de la Península Ibèrica). *Orsis*, 23: 137-162.
- SÁEZ, L., P. AYMERICH & C. BLANCHÉ. 2010. – Llibre Vermell de les plantes vasculares endèmiques i amenaçades de Catalunya. Argania editio, Barcelona, 811 pp.
- SERRA, L. 2007. – Estudio crítico de la flora vascular de la provincia de Alicante. Aspectos nomenclaturales, biogeográficos y de conservación. *Monografías del Real Jardín Botánico de Madrid*, Ruízia, 19: 1416 pp.
- TERRAB, A., P. SCHONSWETTER S., TALAVERA E. VELA & T.F. STUESSY. 2008. – Range-wide phylogeography of *Juniperus thurifera* L., a presumptive keystone species of western Mediterranean vegetation during cold stages of Pleistocene. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 48: 94-102.
- TORRE, A. DE LA, M. A. ALONSO & M. VICEDO. (1997) 1999. – *Senecio auricula* s. l. en la Península Ibérica: problemas taxonómicos y posición fitosociológica. *Anales de Biología*, 22: 103-116.
- VILLAR, L., J.A. SESÉ & J.V. FERRÁNDEZ. 1997. – Atlas de la Flora del Pirineo aragonés, vol I. (Introducción. *Lycopodiaceae-Umbelliferae*). Consejo de Protección de la Naturaleza-Instituto de Estudios Altoaragoneses, Huesca-Zaragoza, 648 pp.

Plantas pirenaicas en el herbario general del Instituto Botánico de Barcelona

Neus Nualart¹, David Pérez Prieto¹, Ignasi Soriano², Neus Ibáñez¹

*1. Instituto Botánico de Barcelona (IBB), CSIC-Ajuntament de Barcelona, Pg. del Migdia s/n. 08038 Barcelona
2. Dept. Biología Evolutiva, Ecología y Ciencias Ambientales, Sec. de Botánica y Micología - Institut de Recerca de la Biodiversitat. Universidad de Barcelona, Av. Diagonal 643. 08028 Barcelona. E-mail: nualart@ibb.csic.es*

RESUMEN

El herbario general del Instituto Botánico de Barcelona (BC) conserva numerosos especímenes pirenaicos, especialmente del sector oriental, que estimamos representan entre el 10 y el 15 % del total de la colección. Presentamos aquí datos preliminares sobre colectores, épocas de recolección y localidades de procedencia de los 8.586 pliegos pirenaicos informatizados hasta el 2013, además de 14 novedades corológicas detectadas a partir de tales datos.

Palabras clave: herbarios, bases de datos de colecciones, Instituto Botánico de Barcelona, corología.

RÉSUMÉ

Les plantes pyrénéennes dans l'herbier général de l'Institut Botanique de Barcelone

L'herbier général de l'Institut Botanique de Barcelone (BC) conserve de nombreux spécimens pyrénéens, en particulier du secteur oriental. On estime qu'ils représentent entre 10 et 15 % du total de cette collection. Nous présentons des données préliminaires sur les collecteurs, l'époque de la collecte et les lieux d'origine des 8586 échantillons pyrénéens informatisés jusqu'à 2013, ainsi que 14 nouveautés chorologiques détectées à partir de ces données.

Mots-clés : herbiers, bases de données des collections, Institute Botanique de Barcelone, chorologie.

ABSTRACT

Pyrenean plants in the general herbarium of the Botanical Institute of Barcelona

The general herbarium of the Botanical Institute of Barcelona (BC) preserves many Pyrenean specimens, especially of the Eastern sector. We estimate that they represent 10-15 % of the total of this collection. We present preliminary data of collectors, collection dates and original locations of the 8,586 Pyrenean sheets computerized till 2013, plus 14 new chorological events detected from such data.

Key words: herbaria, collections database, Botanical Institute of Barcelona, chorology.

I. Introducción

Los pliegos de herbario constituyen una importante fuente de información sobre la distribución de las especies. Aunque la informatización de las colecciones botánicas ha mejorado sustancialmente la accesibilidad de esta clase de información, estas colecciones almacenan aún numerosos datos inéditos que pueden salir a la luz mediante estudios basados en sus especímenes. Ejemplo de ello es el trabajo de algunos de los

autores sobre las plantas endémicas y amenazadas de Cataluña (NUALART *et al.* 2012).

El herbario del Instituto Botánico de Barcelona (BC) es el más importante de Cataluña y el segundo de España en número de especímenes (más de 800.000). Su colección principal, el herbario general, en continuo crecimiento, está especializada principalmente en la flora de la región mediterránea occidental. Su informatización se inició en 2005 y alcanzó en 2013 (fecha

de redacción de este artículo) el 9,5 % de la colección (55 530 pliegos). Este proceso ha cambiado a lo largo de los años: si en los inicios se informatizaba en función de los proyectos del herbario, actualmente se priorizan las donaciones, las recolecciones propias, los préstamos y los herbarios personales aún por intercalar. Forman parte de la colección numerosos pliegos recolectados en los Pirineos, especialmente en el sector oriental; según nuestras estimaciones, tales materiales pueden representar entre el 10 y el 15 % del total.

Este estudio se realizó con el proyecto europeo «Observatorio Pirenaico del Cambio Climático. Acción Biodiversidad» (INTERREG POCTEFA 235/11), que contaba entre sus objetivos la elaboración de un Atlas florístico de los Pirineos mediante la cartografía del área de distribución en malla UTM 10×10 km de todos los taxones pirenaicos (ver <http://www.atlasflorapyrenaea.eu>). Iniciado en 2011 y en 2013 abarcaba unos 5 500 taxones. El área de estudio se extiende de oeste a este desde la Sierra de Toloño (Álava) hasta el Cap de Creus (Girona) y de sur a norte desde las Sierras de Guara y Montsec (Huesca y Lleida) hasta las estribaciones septentrionales de los Pirineos

El objetivo principal de este trabajo fue caracterizar de forma preliminar el conjunto de pliegos del herbario general recolectados en los Pirineos para mostrar la tipología de esta parte de la colección. Además, se analizó la distribución de los taxones representados en el herbario para detectar y dar a conocer novedades corológicas relevantes.

II. Metodología

De la base de datos del herbario general se seleccionaron aquellos especímenes recolectados en el área de trabajo del Atlas florístico de los Pirineos, concretamente 8 586 pliegos. Para este subconjunto de datos se analizaron los colectores, épocas de recolección y localidades de procedencia. Para facilitar el

análisis de los colectores, se agruparon aquellos que solían recolectar conjuntamente o colaboraban de forma habitual.

A fin de detectar posibles novedades corológicas se compararon los mapas obtenidos para cada taxón con los del proyecto Atlas florístico de los Pirineos, el Banco de Datos de Biodiversidad de Cataluña (FONT 2013), el Atlas de la flora de Aragón (AFA 2013), ANTHOS (2013), Tela-Botanica (2013) y Silene (2013). Los pliegos recolectados en cuadrículas UTM nuevas y no adyacentes a las registradas en estas bases de datos se revisaron para descartar errores de determinación, informatización o georeferenciación. Entre estas plantas se seleccionaron las consideradas de mayor interés, que se dan a conocer en el apartado de Novedades corológicas.

Se utilizaron los programas HERBAR v. 3.7 (PANDO *et al.* 1994-2010) para la informatización de los pliegos del herbario, y ArcMap v. 10 para elaborar el mapa de intensidad de recolección.

III. Resultados

1. Caracterización de la colección

En las etiquetas se han hallado referencias de 370 colectores diferentes, que se han reagrupado según se indica más arriba. En la tabla 1 se muestran aquellos colectores o grupos de colectores con más de 100 pliegos; en ella se aprecia que gran parte de los pliegos han sido recolectados por botánicos vinculados al Instituto Botánico, como J.M. Montserrat, S. Pyke, A.M. Romo, P. Font Quer y O. de Bolòs. La parte informatizada de la colección incluye asimismo numerosos materiales de la exsiccata *Plantes d'Espagne* de Sennen, así como materiales recientes de E. del Castillo, J. Nuet Badia, P.M. Uribe-Echebarría, M. Guardiola y A. Petit.

Hay que matizar que tales resultados tienen un sesgo más o menos importante debido a la metodología de informatización del herbario. Como ya se ha indicado, en los últimos años se

Colector/es	Nº pliegos	Época de recolección	Área(s) de recolección
J.M. Montserrat y/o colaboradores	1.386	1971-1993	Sierra de Guara (Hu)
S. Pyke y/o colaboradores	777	1987-2012	Aragón y Cataluña
E. del Castillo	765	1988-1997	Aragón y Cataluña
P. Montserrat y/o colaboradores de JACA	560	1944-1999	Pirineos en general
M. Guardiola y/o A. Petit	551	2005-2012	PN de Aiguestortes (L)
Sennen y/o colaboradores	520	1906-1938	Cerdaña (Gi/66)
A.M. Romo y/o colaboradores	426	1973-1994	Sierra del Montsec (L)
P. Font Quer y/o colaboradores	340	1907-1963	Cataluña
A. y/o O. de Bolòs y/o colaboradores	325	1912-1984	Cataluña
J. Vigo y/o colaboradores	301	1955-1990	Valle de Ribes (Gi)
J. Nuet Badia y/o colaboradores del CEC	299	1975-2012	Cataluña
E. Ortega	186	1933	zona de Alt Àneu (L)
Organizadores simposio TICA	176	2006	Cataluña y SE de Francia
P.M. Uribe-Echebarría y/o colaboradores	153	1977-2011	Navarra y Álava
Banco de germoplasma del JBB	152	2003-2009	Cataluña
M. Garriga de Gallardo	119	1917-1933	Girona

Tabla 1. Colectores con más de 100 pliegos pirenaicos. Se indican también la época y las zonas principales de recolección (en gris aquéllos de los que se ha informatizado la gran mayoría de sus pliegos).

han priorizado las colecciones personales aún no intercaladas (J.M. Montserrat, E. del Castillo, P. Montserrat, E. Ortega y S. Pyke), las donaciones (M. Guardiola, A. Petit y J. Nuet Badia) y las recolecciones propias recientes (simposio TICA), indicadas en gris en la tabla, además de los préstamos. Es de esperar, pues, que a medida que crezca la base de datos, aumente considerablemente el número de pliegos de otros colectores que cuentan con numerosos materiales ya intercalados en el herbario (en blanco en la tabla), en especial A.M. Romo, A. y O. de Bolòs y J. Vigo, todos ellos estudiosos muy activos de los Pirineos y sierras adyacentes.

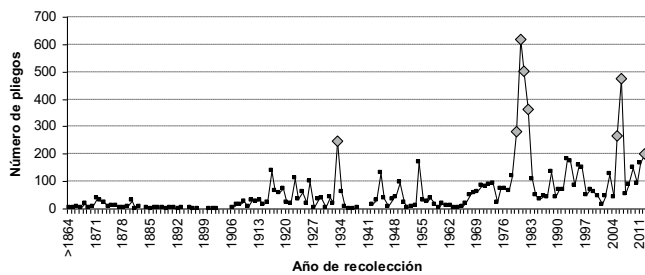


Fig. 1. Número de pliegos por año de recolección (antes 1864-2011). Los diamantes grises indican los años con más de 200 pliegos.

En la Fig. 1 se ha representado el número de pliegos por año de recolección informatizados hasta el momento. Existen 4 pliegos anteriores a 1864, siendo el más antiguo (BC-145 753) una *Parietaria lusitanica* L. de 1838 de B. XATART, farmacéutico rosellonés gran conocedor de la flora pirenaica (GARGANTA 1936: 148). A partir de 1916, año de incorporación de P. FONT QUER a la sección Botánica del Museo de Ciencias Naturales de Barcelona (embrión del actual Instituto Botánico), aumenta

considerablemente la intensidad recolectora. Con todo, más de la mitad de los pliegos informatizados corresponden a recolecciones posteriores a 1980.

Los picos más pronunciados (más de 200 pliegos, en gris en la Fig. 1) se relacionan con grandes campañas realizadas básicamente por botánicos vinculados al centro. En 1933 (237 pliegos), por ejemplo, se efectuó una excursión por la zona del Alt Àneu en el marco de un curso práctico para profesores de secundaria (FERRER 1988: 130-132), del que P. FONT QUER fue profesor y E. ORTEGA alumno. El periodo 1979-1982 se corresponde con las prospecciones de campo de las tesis doctorales de J.M. Montserrat (MONTSERRAT-MARTÍ 1987) y A.M. Romo (ROMO 1989), sobre las sierras prepirenaicas de Guara (1 248 pliegos) y del Montsec (304 pliegos), respectivamente. En los años 2005, 2006 y 2012, M. Guardiola y A. Petit recolectaron en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici para el proyecto del banco de semillas del Parque (371 pliegos, duplicados de BCN). En 2005, además, se llevaron a cabo recolecciones para el Banco de Germoplasma del Jardín Botánico de Barcelona, realizadas por M. Casanovas y M.C. Martinell, en las Sierras del Cadí (33 pliegos) y del Montsec (61 pliegos). En 2006 el Instituto Botánico albergó el simposio de «The International Compositae Alliance» (TICA), que incluyó una excursión por los Pirineos catalanes y franceses más varias exploraciones previas a cargo de los organizadores: A.M. Romo, S. Pyke, N. Nualart y I. Soriano (176 pliegos). Finalmente, en 2012 el herbario recibió una donación de J. Nuet Badia de sus campañas de ese mismo año en el Valle de Arán (175 pliegos).

En el mapa de intensidad de recolección (Fig. 2) se aprecia que ésta ha sido elevada en los sectores oriental y central meridionales, y casi nula en la zona septentrional francesa. Las zonas más prospectadas (resaltadas en negro en la Fig. 2) son de oeste a este la Sierra de Guara (1 041 pliegos), la Sierra

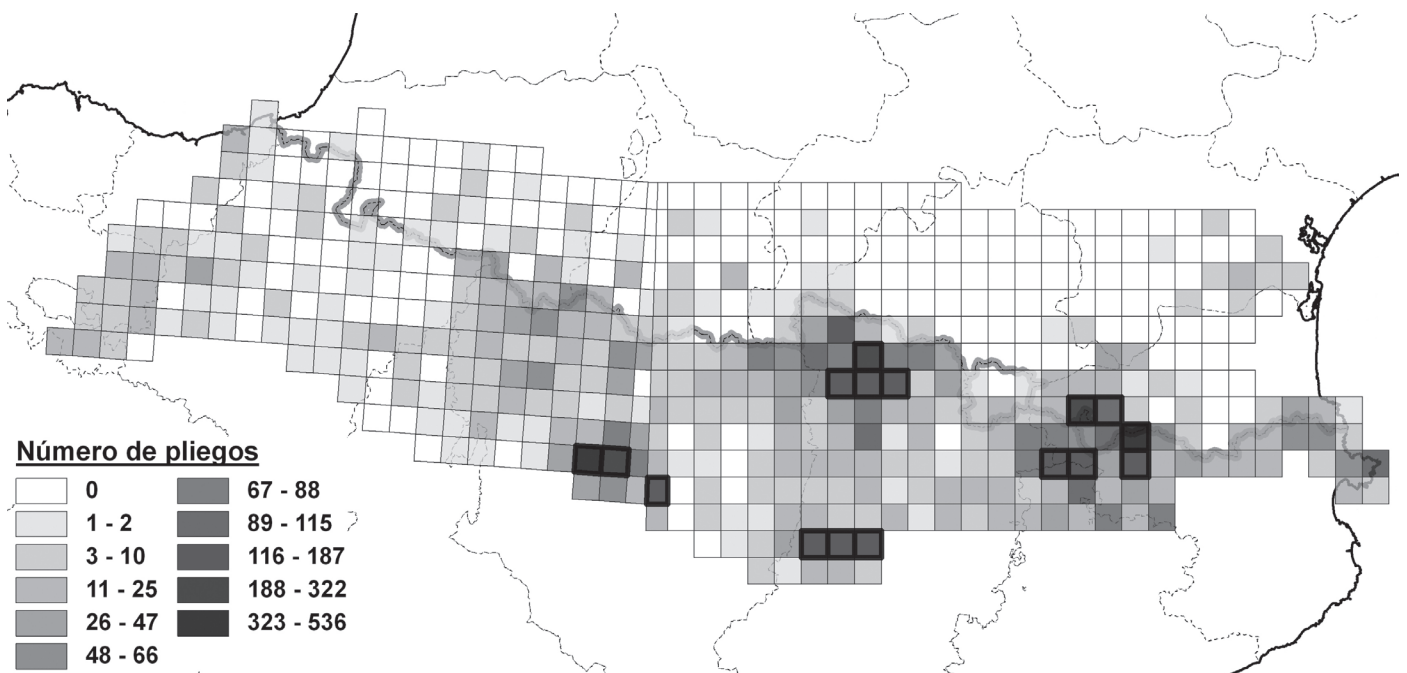


Fig. 2. Intensidad de recolección en el territorio estudiado. En negro se resaltan las cuadrículas más prospectadas (las tres últimas categorías de la leyenda)

del Montsec (510 pliegos), la zona del Alt Àneu y el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (722 pliegos), la Sierra del Cadí (286 pliegos), la Cerdaña (360 pliegos) y el valle de Ribes (546 pliegos). En la tabla 1 se pone de manifiesto que estas zonas fueron exploradas por los colectores con más ejemplares en el herbario. En cuanto a los materiales del sector occidental meridional, la gran mayoría corresponden a duplicados del herbario VIT donados por P.M. Uribe-Echebarria.

2. Novedades corológicas

2.1. *Conopodium majus* (Gouan) Loret subsp. *majus*

31TEG18: Cap de Creus, Sant Pere de Rodes (Gi), 31TEG1385, 600 m, síliceas, con *Bunium bulbocastanum*, 22.06.2002, S. Pyke, BC-874673. Planta frecuente en toda la cordillera pirenaica. No había sido citada en la península del Cap de Creus aunque sí en sierras litorales próximas como la Albera (FONT GARCÍA, 2000: 247).

2.2. *Crepis setosa* Haller. f.

30TYN31: Oto (Hu), 30TYN3419, orla herbácea y caminos, 15.08.1995, S. Pyke, BC-866203. Oto (Hu), 30TYN3419, herbazales cerca del pueblo, 01.08.1998, S. Pyke, BC-866201. Especie del piedemonte pirenaico que aparece de forma esparsa en los Pirineos centrales y orientales. Las citas más próximas corresponden a las cuadrículas 31TBH50, 31TYM39 y 31TYN11 (Boltaña y Sabiñánigo; cf. VILLAR *et al.* 2001: 375).

2.3. *Eragostris cilianensis* (All.) Vignolo ex Janch

30TXM89: La Peña (Hu), suelo del embalse, 18.09.1998, S. Pyke, BC-909681. Planta nativa de la región mediterránea, muy rara y con escasas localidades conocidas en los Pirineos. La localidad más próxima se encuentra en Jaca (VILLAR *et al.* 2001: 559), donde habría llegado según VILLAR (1980: 343) seguramente por medio de semillas mezcladas con el trigo de una fábrica de harinas.

2.4. *Hieracium cordatum* Scheele ex Costa

31TCG15: Montsec d'Ares, Barranc de la Veça (L), 31TCG1857, 1 400 m, 19.06.1979, A.M. Romo, BC-699243. Especie subendémica de los Pirineos, que vive también en algunas localidades del Sistema Ibérico. El pliego, determinado como *Hieracium* cf. *cordatum* por A.M. Romo, no fue incluido en su tesis doctoral (ROMO, 1989: 316-320), aunque de esta misma localidad sí citó *H. bourgaei* Boiss. subsp. *vestitifolium* (Zahn) O. Bolòs & Vigo (BC-699179) y *H. valirense* Arv.-Touv. & Gaut. (BC-699177). Años más tarde, en 2005, la determinación fue validada por G. Mateo, autor de la síntesis de este género para *Flora iberica*; la cita, sin embargo, no consta en SÁEZ *et al.* (2010: 164).

2.5. *Impatiens balfourii* Hook. f.

30TYN31: Broto, río Ara (Hu), 17.08.1998, S. Pyke, BC-865821. Planta alóctona originaria de la cordillera del Himalaya (CASASAYAS, 1989: 244), naturalizada en diversos puntos de los Pirineos. Del Alto Aragón había sido citada anteriormente en localidades como Escalona (SANZ, 2009:

269) y Jaca (VILLAR *et al.* 1997: 483).

2.6. *Legousia hybrida* (L.) Delarbre

31TDG26: Alou-Alpens, Pla de Torrents (B), 31TDG2761, 800 m, conreus, 15.06.2011, R. Guàrdia, R. Masalles & J. Girbal, BC-917660. Planta repartida a lo largo de toda la cordillera pirenaica, si bien rara y con pocas localidades. El pliego fue recolectado en la prospección de esta cuadrícula organizada por el Instituto Botánico de Barcelona y el Centro de Documentación de Biodiversidad Vegetal (CEDOCBIV), y distribuido en la exsiccata de la Asociación de Herbarios Ibero-Macaronésicos (AHIM) de ese mismo año, con el número 1672. La cita más próxima corresponde a la cuadrícula 31TDG46 de Vidrà (VILLEGAS, 2002: 59).

2.7. *Leucanthemum catalaunicum* Vogt

31TCG38: La Pobla de Segur, Barranc de Santa (L), in quercetum, 06.07.1918, P. Font Quer, BC-30297. Endemismo de los Pirineos orientales. El pliego fue recolectado por P. Font Quer en una exploración para acrecentar el herbario del Museo de Ciencias Naturales de Barcelona, y determinado con dudas como *Leucanthemum vulgare* Lam. var. *subglaucum* De Laramb. En 1990 lo revisó R. Vogt, atribuyéndolo a su *L. catalaunicum*. Esta cita podría corresponder al punto del mapa de BOLÒS & VIGO (1995: 812); en cambio, no está incluida en SÁEZ *et al.* (2010), quienes por otra parte apuntan que las indicaciones de la planta a menos de 1.000 m pueden deberse a confusiones con formas de flores grandes de *L. pallens* (J. Gay ex Perreyem.) DC., o híbridos de ambas especies (hay que precisar que el barranco de Santa se sitúa aproximadamente entre 550 y 850 m).

2.8. *Minuartia cerastiifolia* (DC.) Fenzl

31TCH32: Laguna de Garrabea (L), 06.08.1933, E. Ortega, terrenos calcáreos, BC-925288. Laguna de Garrabea (L), 06.08.1933, E. Ortega, piso alpino, BC-925321. Planta endémica de los terrenos calizos del sector central de los Pirineos. Los dos pliegos se recolectaron durante el curso práctico para profesores de secundaria dirigido por P. Font Quer antes mencionado. BOLÒS & VIGO (1990: 655) ya la indican del Valle de Arán en base a citas antiguas de COSTE & SOULIÉ (1914: 46) y GAUSSEN (1924: 54), ambas del río Nere, cerca de Viella.

2.9. *Panicum miliaceum* L.

31TEG28: Cadaqués (Gi), 10.1870, F. Trèmols, BC-661720. Planta cultivada antaño como cereal, hoy en día naturalizada esporádicamente a lo largo de la cordillera pirenaica. El pliego fue determinado originalmente como *P. repens* L. y así aparece en la hoja 329 del catálogo original de la colección de Trèmols compilado por Cadevall (GAVIOLI *et al.* 2013: 4). Sin embargo, el gran tamaño de las espiguillas permite afirmar que se trata de *P. miliaceum*, indicado por otra parte en algunas áreas próximas, como la Sierra de la Albera (FONT GARCÍA 2000: 570).

2.10. *Peucedanum officinale* L. subsp. *stenocarpum* (Boiss. & Reut.) Font Quer

31TCG38: La Pobla de Segur, Congost de Collegats (L),

07.1918, P. Font Quer, BC-915752.

Planta rara en los Pirineos, donde aparece básicamente en zonas de montaña mediterránea, como la de la localidad. Este pliego fue recolectado en la misma campaña indicada en *Leucanthemum catalaunicum*. Por otra parte, existe otro pliego (JACA-410171) recolectado por P. Montserrat en 1971 en una localidad relativamente próxima (Sopeira), cuya cuadrícula UTM (31TCG18) no figura en VILLAR *et al.* (1997: 577).

2.11. *Primula veris* L. subsp. *veris*

31TDG18: Castellar de n'Hug, Sant Vicenç de Rus (B), 01.06.1923, M. Garriga de Gallardo, BC-915881. Subespecie de distribución poco conocida, aunque aparentemente bastante más rara que *Primula veris* L. subsp. *columnae* (Ten.) Maire. Según BOLÓS & VIGO (1995: 46) ambas subespecies presentan muchas formas de transición; estos mismos autores indican que aunque la subespecie típica haya sido citada reiteradamente en los Pirineos centrales, pueden aparecer individuos con caracteres de esta subespecie en los Pirineos orientales dentro de poblaciones de la subsp. *columnae*. El pliego, sin identificación original y determinado en 1989 por A.M. Romo como subsp. *canescens* (Opiz) Hayek, vendría a confirmar su presencia en los Pirineos orientales.

2.12. *Pulicaria vulgaris* Gaertn.

31TBH50: Boltaña (Hu), camp de cereals segat, 24.09.1992, E. del Castillo, BC-877525. Planta rara en los Pirineos de donde solo se la conoce de ambos extremos (Alto Ampurdán, y algunos puntos de Navarra). Según Tela Botanica (2013) está presente en los departamentos franceses de los Pirineos centrales, pero de esta región solo conocemos una cita de Saint-Gaudens (Haute-Garonne; COSTE 1922). Nuestra cita, pues, es nueva tanto para el sector central meridional de los Pirineos como para la provincia de Huesca (no aparece en el catálogo de SANZ 2009). El recolector, E. del Castillo, fue un pediatra aficionado a la botánica que donó su colección personal al Instituto Botánico de Barcelona.

2.13. *Ranunculus envalirensis* Grau

31TDG68: Comanegra (Gi), 1600 m, *sylvatitit*, 06.1873, E. VAYREDA, BC-950. Especie endémica de los Pirineos orientales incluida en las listas rojas de SÁEZ *et al.* (2010: 250) y SORIANO *et al.* (2003). El pliego fue determinado como *R. auricomus* L. y citado con este nombre en CADEVALL (1913-15: 38); sin embargo, en 1986, J. Grau, autor del taxón, lo determinó como *R. envalirensis*. Se trata de la cita más oriental de esta planta que según los libros rojos citados tenía su límite oriental conocido en la cuadrícula 31TDG39.

2.14. *Senecio leucophyllus* DC.

31TCH52: Vall de Cardós, Pic Ventolau (L), 2 850 m, 08.1957, S. Llensa, BC-596219. Vall de Cardós, Pic Ventolau (L), 2 850 m, 08.08.1957, S. Llensa, BC-145566. 31TCH53: Vall de Cardós, Tavascan, Pic de Flamisella (L), 2 706 m, S. Llensa, BC-596251. 31TCH62: Vall de Cardós, Vall de Canedo (L), 2 400 m, 05.08.1958, S. Llensa, BC-145512. Planta de distribución restringida a algunas localidades de los

Pirineos orientales y una del Macizo Central francés. Citada por BOLÓS & VIGO (1995: 847) del Pallars Sobirà, SÁEZ *et al.* (2010: 187) manifiestan desconocer los detalles de la presencia de la especie en la comarca. Los pliegos de S. Llensa, ingeniero forestal convertido a botánico gracias a Sennen (BOLÓS 1976), dan fe de la misma. Además, los ejemplares del Pico Ventolau, recolectados a 2 850 m, corresponden al límite altitudinal superior de la especie.

IV. Conclusiones

La flora de los Pirineos es ampliamente conocida a grandes rasgos, si bien exámenes más detallados revelan lagunas en el conocimiento de la distribución de bastantes taxones. Nuestro estudio pone de relieve la importancia del uso de las colecciones de plantas para aumentar este conocimiento; en este caso, los pliegos de la colección general del herbario BC han aportado información hasta ahora inédita o, simplemente, desconocida. Algunos de estos pliegos son bastante antiguos, lo cual sugiere que en los grandes herbarios aun queda mucho material por estudiar.

Por otro lado, la caracterización de la parte informatizada de esta colección (hasta el 2013) ha permitido mejorar el conocimiento de la tipología de los materiales pirenaicos que conserva. La información generada por esta clase de estudios en colecciones tan amplias como esta, ha de resultar sin duda de gran utilidad para facilitar la localización de materiales de herbario (en este caso particular, a los estudiosos de la flora de la cordillera pirenaica).

BIBLIOGRAFÍA

- AFA. 2013. – *Atlas de la Flora de Aragón. Instituto Pirenaico de Ecología*. Consultado en junio de 2013, en <http://proyectos.ipe.csic.es/floragon/index.php>
- ANTHOS. 2013. – *Sistema de información de las plantas de España*. Real Jardín Botánico. CSIC- Fundación Biodiversidad. Consultado en junio de 2013, en <http://www.anthos.es/>
- BOLÓS, O. 1976. – Santiago Llensa i de Gelcen (1911-1974). *Collect. Bot. Barcelona*, 10: 368-372.
- BOLÓS, O. & J. VIGO 1984-2001. – *Flora dels Països Catalans*. 4 vols. Ed. Barcino. Barcelona.
- CADEVALL, J. 1913-1915. – *Flora de Catalunya. Volum I*. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona, 441 pp.
- CASASAYAS, T. 1989. – *La flora al·lòctona de Catalunya. Catàleg raonat de les plantes vasculares exòtiques que creixen sense cultiu al NE de la Península Ibèrica*. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona, 880 pp.
- COSTE, H. 1922. – *Catalogue des plantes des Pyrénées*. Manuscrit. Laboratoire de Botanique de la Faculté des Sciences de Toulouse, 455 pp.
- COSTE, H. & J. SOULIÉ. 1914. – Florule du Val d'Aran. *Bulletin de Géographie Botanique*, 24 : 5-47.
- FERRER, M.À. 1988. – *En el centenari del Dr. PIUS FONT I QUER*. En: Miscellània. Homenatge al Dr. PIUS FONT I QUER, 119-138. Institut d'Estudis Ilerdencs. Lleida, 291 pp.
- FONT, X. 2013. – *Mòdul Flora. Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya*. Generalitat de Catalunya y Universitat de Barcelona.

- Consultado en junio de 2013, en <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/>
- FONT GARCÍA, J. 2000. – *Estudis botànics de la Serra de l'Albera. Catàleg florístic general i poblament vegetal de les Basses de l'Albera*. Tesis Doctoral, Universitat de Girona.
- GARGANTA, M. 1936. – *Francisco Bolós y la cultura de su tiempo*. Librería Verdguer. Barcelona, 231 pp.
- GAUSSEN, H. 1924. – Note sur l'importance de la vallée de l'Ariège comme limite. *Bulletin de la Société Botanique de France*, 71 : 26-63.
- GAVIOLI, L., N. IBÁÑEZ, I. SORIANO. 2013. – Estudios sobre el herbario Trèmols del Instituto Botánico de Barcelona (BC-Trèmols). *Bol. AHIM*, 14-15: 3-14.
- MONTSERRAT-MARTÍ, J.M. 1987. – *Flora y vegetación de la sierra de Guara (Prepirineo aragonés)*. Diputación General de Aragón. Zaragoza, 334 pp.
- NUALART, N., N. MONTES-MORENO, L. GAVIOLI, N. IBÁÑEZ. 2012 – L'herbari de l'Institut Botànic de Barcelona com una eina per la conservació dels tàxons endèmics i amenaçats de Catalunya. *Collectarea botanica. Barcelona*, 31: 81-101.
- PANDO, F., M. C. LUJANO BERMÚDEZ, K. CEZÓN, A. CRESPO. 1994-2010. – HERBAR (3.7): *Una aplicació de bases de dades para gestión de herbarios*. Unidad de Coordinación de GBIF.ES, CSIC. Ministerio de Ciencia e Innovación.
- ROMO, A.M. 1989. – Flora i vegetació del Montsec (Pre-Pirineus Catalans). *Arxius de la Seccio de Ciències Institut d'Estudis Catalans*, 90: 1-534.
- SAEZ, L., P. AYMERICH, C. BLANCHÉ. 2010. – *Llibre vermell de les plantes vasculares endèmiques i amenaçades de Catalunya*. Argania Editio. Barcelona. 811 pp.
- SANZ, G. 2009. – *Flora y vegetación arvense y ruderal de la provincia de Huesca*. Monografías de Botánica Ibérica n. 0, Jolube Editor y Consultor Ambiental. Huesca, 680 pp.
- Silene. 2013. – *Système d'Informations et de Localisation des Espèces Natives et Envahissantes*. Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles, Conservatoire Botanique National Alpin. Consultado en junio de 2013, en <http://www.silene.eu>
- SORIANO I., J. MOLERO, C. BLANCHÉ. 2003. – *Ranunculus envalirensis* Grau. En Bañares, A., G. Blanca, J. Güemes, J.C. Moreno, S. Ortiz (eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*, 921. Ed. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- Tela-Botanica. 2013. – *Tela Botanica, Le réseau de la botanique francophone*. Consultado en junio de 2013, en <http://www.tela-botanica.org>
- VILLAR, L. 1980. – Catálogo florístico del Pirineo occidental español. *Publicaciones del Centro Pirenaico de Biología Experimental*, 11. Jaca, 422 pp.
- VILLAR, L., J.A. SESÉ, J.V. FERRÁNDEZ. 1997-2001. – *Atlas de la flora del Pirineo aragonés*. Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón e Instituto. Huesca.
- VILLEGAS, N. 2002. – *Plantas vasculares del cuadrat UTM 31T DG46 i zones contigües. Vidrà*. Catàlegs florístics locals. ORCA, 14. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona, 83 pp.

Sobre algunas plantas interesantes o nuevas del Pirineo Central: corología, ecología y conservación

S. Rivas-Martínez¹†, J.R. López Retamero², P. Aymerich³, L. Gire⁴, D. Fallour⁵ & L. Villar⁶*

1. Centro de Investigaciones Fitosociológicas. Jose María de Usandizaga, 46, E-28409 Los Negrales (C. Villalba, Madrid).
 2. Herbario Digital Xavier de Arizaga. Instituto Alavés de la Naturaleza, Apdo 2092, E-01080 Vitoria-Gasteiz (Álava).
 3. C/ Barcelona, 29. E-08600 Berga (Barcelona).
 4. Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées (CBNPMP),
vallon de Salut, BP 70315, F-65203 Bagnères-de-Bigorre.
 5. Office national des forêts, 262 route de Landorthe, F-31800 Saint-Gaudens.
 6. Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC), Avda. de Nuestra Señora de la Victoria, 12,
E-22700 Jaca (Huesca). E-mail : lvillarperéz@gmail.com
- * Autor para correspondencia.

RESUMEN

Se comentan o dan localidades de algunas plantas raras o nuevas para el Pirineo central, entre el puerto del Somport al W y el río Noguera Pallaresa al E; todas ellas destacan por su interés biogeográfico. Muestras testigo se conservan en los herbarios JACA (Instituto Pirenaico de Ecología IPE-CSIC) o BBF (Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées).

La gramínea *Agrostis durieui* Boiss. & Reut. ex Willk., endémica del eje pirenaico cantábrico en sentido amplio, vive en pastos montanos o subalpinos y se conocía del País Vasco y Navarra, más algunos escasos puntos del valle de Ossau y Ariège/Haute-Garonne. Pero también alcanza el valle de Arán en el Montludé (Vilamós, Lleida). Es la primera vez que se cita de Cataluña y describiremos su comunidad, proponiendo una nueva asociación, el *Sempervivo montanae-Agrostietum durieui*.

La rosácea *Potentilla norvegica* L., planta euroasiática y norteamericana que se ha extendido por distintos suelos removidos de Europa, apareció a orillas de un pantano de la Vall Fosca (La Torre de Capdella, Lleida), sin que por el momento se haya citado de los Pirineos ni de España.

Cirsium carniolicum subsp. *rufescens* (Ramond ex DC.) P. Fourn., compuesta endémica de los megaforbios del Pirineo centro-occidental, desde sus poblaciones del valle de Aspe, en el Parc National des Pyrénées, alcanza Aragón cerca del Ibón de Estanés (Ansó, Huesca); precisamente forma una comunidad original (*Cirsio-Aconitetum*) con otro endemismo, *Aconitum variegatum* subsp. *pyrenaicum* Vivant; este último se halla aquí junto a su localidad clásica (Espelunguère-Estanés). La compuesta es nueva cita para España y la ranunculácea –que llega a un monte vasco-español– se reafirma para Aragón.

La mayoría de las poblaciones referidas están en límite de área y siguiendo los criterios de la IUCN merecerían incluirse en las listas rojas de las correspondientes regiones donde se han hallado, por su rareza e interés.

Palabras clave: Plantas endémicas, raras o nuevas, Pirineo central, corología, conservación.

Au sujet de quelques plantes intéressantes ou nouvelles des Pyrénées centrales : chorologie, écologie et conservation

RÉSUMÉ

Nous avons mené plusieurs études de terrain dans les Pyrénées centrales, entre le Somport à l'ouest et la Noguera Pallaresa à l'est. Cela nous a permis de rencontrer quelques plantes rares ou nouvelles que nous présentons dans cette note, de par leur intérêt biogéographique. Les parts d'herbier correspondantes ont été déposées aux herbiers JACA (Instituto Pirenaico de Ecología, IPE-CSIC) ou BBF (Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées).

Agrostis durieui Boiss. & Reut. ex Willk., graminée endémique pyrénéo-cantabrique au sens large, des pâturages montagnards et subalpins n'était connue que du Pays basque et de Navarre, ainsi que de quelques points de l'Ariège. Cependant, elle arrive en val d'Aran au Montludé (Vilamós, Lleida) – première citation pour la Catalogne – et nous décrivons sa communauté en proposant une nouvelle association, le *Sempervivo montanae-Agrostietum durieui*.

Potentilla norvegica L., une plante euro-asiatique et nord-américaine, s'est répandue en Europe sur des terrains perturbés et a été trouvée en bordure d'un barrage à la Vall Fosca (Capdella, Lleida), première localité pour les Pyrénées et pour l'Espagne. *Cirsium carniolicum* subsp.

rufescens (Ramond ex DC.) P. Fourn., une composée endémique des mégaphorbiaies des Pyrénées centro-occidentales, atteint l'Aragon près du lac d'Estanés (Ansó, Huesca), en prolongeant ses beaux peuplements de la vallée d'Aspe, dans le Parc national des Pyrénées. Elle forme précisément un groupement original (*Cirsio-Aconitetum*) avec la renonculacée *Aconitum variegatum* subsp. *pyrenaicum* Vivant, une autre plante endémique située ici à coté de sa localité classique (Espelunguère-Estanés). Cette composée est nouvelle pour l'Espagne et nous confirmons ici la renonculacée – qui atteint une montagne basco-espagnole – pour l'Aragon.

La plupart des populations que nous mentionnons se trouvent en limite d'aire et les taxons correspondants mériteraient – suivant les critères de l'IUCN – d'être incluses dans les listes rouges de la flore menacée.

Mots-clés : Plantes vasculaires endémiques ou rares, Pyrénées Centrales franco-espagnoles, chorologie, conservation.

On some interesting or new plants of the Central Pyrenees: chorology, ecology and conservation

SUMMARY

Over the last five years the authors developed field studies in certain massifs of the Central Pyrenees, from the Somport Pass to the Noguera Pallaresa river. Some rare or new plants were discovered and their bio geographical interest is commented here. We keep the correspondent specimens in two herbaria, JACA (Instituto Pirenaico de Ecología, IPE-CSIC) and BBF (Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées).

Agrostis durieui Boiss. & Reut. ex Willk. is a mainly pyrenean and cantabrian to be found in mountain and subalpine pastures. Until now was known from several points of Basque Country, Navarra and Haute-Garonne/Ariège, but it also reaches the Val d'Aran (Montludé summit, Vilamós, Lleida) registered for the first time in Catalonia. We studied its community and we propose a new association, the *Sempervivo montanae-Agrostietum durieui*.

Potentilla norvegica L., an euro-asiatic and north-american plant, colonised recently some disturbed soils over Europe and was found two years ago on the surroundings of a dam of Torre de Capdella, Vall Fosca, Lleida, also in Catalonia, that means the first locality in the Pyrenees and in Spain as well.

Cirsium carniolicum subsp. *rufescens* (Ramond ex DC.) P. Fourn. is a special megaphorbic Asteraceae from the W-C Pyrenees until now reduced to the French side, but it just overpasses the border to Aragon (Spain) besides Estanés lake (Ansó, Huesca) as an extension of its Aspe Valley populations (National Park of the Pyrénées). It grows together with another endemic, the Ranunculaceae *Aconitum variegatum* subsp. *pyrenaicum* Vivant –here very close to its loco classico–, and both form an special community (*Cirsio-Aconitetum*). As far as we know, the Asteraceae is new for the Spanish flora and the Monk's-hood registered for Aragon (after another Basque locality).

Most of the populations of the above-mentioned plants are on the limit of their area so that if we follow the IUCN criteria the correspondent taxa should be added to the Red regional lists.

Key words: Endemic and rare vascular plants, Central Pyrenees (France-Spain), ecology, conservation.

I. Introducción, material y métodos

La Cordillera Pirenaica alberga una de las floras más ricas de Europa, de modo que viene reconociéndose como un “hotspot” de biodiversidad no sólo a escala continental (VÁRE *et al.* 2003) sino también mundial (VILLAR & DENDALETCHÉ 1994). Dos géneros (la Dioscoriácea *Borderea* [*Dioscorea*], la Umbelífera *Xatardia*) y casi 200 especies y subespecies endémicos (VILLAR & GARCÍA 1989) atestiguan la singularidad de su poblamiento vegetal, el cual se estima en c. 4000 taxones.

Aunque en las últimas décadas el conocimiento de sus plantas vasculares haya progresado, su situación a caballo entre la región eurosiberiana y la mediterránea, su historia biogeográfica o sus paisajes en mosaico abigarrado de suelos y climas hacen que siempre queden lugares e incluso macizos hasta ahora poco explorados; valgan como ejemplo

el descubrimiento reciente de la sabina albar (*Juniperus thurifera* L.) en el Pirineo central catalán (AYMERICH 2008), de una nueva especie de helecho para la ciencia en Andorra (LAZARE & RIBA 2010) o la serie de nuevas poblaciones de plantas endémicas o raras del entorno del Parque Nacional de Aigüestortes (GUARDIOLA *et al.* 2011). El esperado Atlas de la Flora de los Pirineos¹ significa un esfuerzo importante por reunir y actualizar de modo crítico nuestros conocimientos florísticos sobre el istmo pirenaico.

En este contexto, durante los últimos cinco años, con motivo de diversos estudios sobre el terreno, los firmantes de esta nota hemos podido localizar algunas plantas vasculares raras o nuevas en distintos montes o valles del Pirineo central, entre el puerto del Somport-Valle de Aspe al W y el río Noguera Pallaresa al E.

En esta nota las daremos a conocer y comentaremos su interés corológico en el ámbito pirenaico-cantábrico. Las

[1] Proyecto internacional iniciado en 2011 gracias al proyecto europeo “Observatorio Pirenaico del Cambio Climático. Acción Biodiversidad” (INTERREG POCTEFA 235/11), que elaboró un Atlas florístico de los Pirineos mediante la cartografía de las áreas de distribución siguiendo el retículo UTM de 10×10 km para todos los taxones (actualmente puede consultarse en <http://www.atlasflorapyreneaea.eu>).

correspondientes muestras testigo u otros testimonios se guardan en los herbarios JACA (Instituto Pirenaico de Ecología, IPE-CSIC, Jaca, España) o BBF (Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, Bagnères-de-Bigorre, Francia).

La consulta de esas colecciones y de la bibliografía especializada (floras y artículos de revista), junto con los inventarios de vegetación que hemos tomado por el método de Zurich-Montpellier, nos ha permitido dar una idea de sus comunidades vegetales e incluso describir una asociación que proponemos como nueva. Asimismo, al tratarse de poblaciones reducidas o bien primeras citas para algún sector e incluso para toda la cordillera, la aplicación de los criterios de la IUCN a casi todas las plantas mencionadas nos permite sugerir que podrían entrar a formar parte de listas rojas nacionales o regionales y de ese modo alcanzar su protección legal.

II. Resultados y discusión

1. *Agrostis durieui* Boiss. & Reut. ex Willk.²

A. truncatula var. *durieui* (Gand.) Henriq.

A. truncatula subsp. *durieui* Boiss. & Reut. ex Nyman

A. truncatula subsp. *commista* Castroviejo & Charpin

JACA R286413 España: Lleida, Vilamós, pastos de *Festuca eskia* c. Estanh Long «Estanlún», 2000 m. CH 1738. Leg. S. Rivas & L. Villar 28 Julio 2008. Primera cita para Cataluña. Véase inventario 1 de la Tabla 1

JACA R293932 España: Lleida, Vilamós, Pastos de *Festuca eskia* c. Estanh Redon, 2200 m. CH 1739. Leg. S. Rivas, P. Aymerich & L. Villar 4 Octubre 2012.

JACA 401792 Francia: Haute-Garonne, Mont Né de Bourg d'Oueil c. Port de Pierrefitte, pastos pedregosos soleados en terreno silíceo, 1900-2000 m. BH 9349. Leg. P. Montserrat 27 Agosto 1992. Nueva localidad para Haute-Garonne. Véanse los inventarios nº 2 y 3 de la Tabla 1.

JACA R294846 Francia: Haute-Garonne, Gouaux-de-Luchon, Mont Burat W, près de la cabane du Muscadé, rellanos pizarrosos expuestos al S, 1860 m. CH0947. Leg. S. Rivas y L. Villar 10 Julio 2013 (Población descubierta por D. FALLOUR en 2009). Véase inventario 4 de la Tabla 1.

Esta gramínea orófito iberoatlántica o late-pirenaico-cantábrica (FALLOUR & BELHACÈNE 2009) extiende su área hasta Galicia, N de Portugal (KERGUÉLEN & VIVANT 1975, PORTAL 2009), y otros puntos del C, W y N de España. No parece rara en los montes palentino-leoneses (Peña Labra, leg. M. Gandoger 1894, Herbario LY, cf. PORTAL 2009: 97). Ni tampoco en Asturias, donde la recolectó el propio Durieu (WILLKOMM 1893: 15); de hecho, sus materiales asimismo depositados en LY sirvieron a CASTROVIEJO & CHARPIN (1999: 475) para su lectotipificación. Se cita igualmente de Cantabria, más el Alto Sistema Ibérico (Burgos, Soria, La Rioja) más Álava, León y Zamora. Ya en la cordillera fronteriza, se conocía del País Vasco-francés (VIVANT 1973), montes limítrofes de Navarra entre el Baztán, Roncesvalles y el Roncal más valle de Ossau (KERGUÉLEN & VIVANT 1975, BERAESTEGI 2013).

Asimismo, en verano de 2009, uno de nosotros la encontró bastante más al E, en los departamentos franceses de Haute-Garonne –Mont Burat y Crabère– y Ariège – col d'Aoueran– (FALLOUR & BELHACÈNE 2009). Tales localidades, junto con la que presentamos aquí del Valle de Aran, deben hallarse cerca del límite oriental de su área, ya que si bien los macizos silíceos siguen por Pallars-Andorra y Pirineo oriental, lo cierto es que la influencia atlántica que alcanza los montes norte-ibéricos y la vertiente norte de los Pirineos centro-occidentales empieza a difuminarse, particularmente en los pisos montano alto y subalpino.

Como ya se sabía, en el piso montano el *Agrostis* de Durieu coloniza mayormente litosuelos silíceos –esquistos, pizarras, areniscas, cuarcitas, etc.– e incluso terrenos pedregosos con escasa capacidad para retener el agua (RIVAS MARTÍNEZ *et al.* 1984; KERGUÉLEN & VIVANT 1975, FALLOUR & BELHACÈNE 2009). Todo ello en lugares abiertos y más o menos soleados, donde suele ir acompañado de crasuláceas, musgos y líquenes; más concretamente, suele ocupar rellanos e incluso grietas de roca o lugares erosionados entre pastos, brezales y matorrales de ericáceas (Fig. 1).

Ahora bien, en el piso subalpino (entre 1850 y 2200 m) de las citadas localidades hemos podido tomar inventarios que nos (S. Rivas-Martínez & L. Villar) permiten describir una nueva comunidad dentro de la Alianza *Sedion pyrenaici* Tüxen ex Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas (*Sedo-Schleranthesalia* Br.-Bl., *Sedo-Schleranthesia* Br.-Bl.).

2. *Sempervivo montani-Agrostietum durieui* as. nova (syntypus inv. 1, Tabla 1)

Esta comunidad se desarrolla en lugares expuestos al S o al E y su recubrimiento suele oscilar entre el 30 y el 80 %. Aparte del *Agrostis* y la *Festuca microphylla* que apenas llegan a encespedar, este pasto pedregoso viene caracterizado por las crasuláceas de los géneros *Sempervivum* y, sobre todo, *Sedum*. Entre las acompañantes cabe destacar *Festuca yvesii* Sennen & Pau [*F. durissima* (Hack.) Kerguélen], endémica de la mitad oriental del Pirineo, *Avenella flexuosa*, *Veronica fruticulosa*, *Phyteuma hemisphaericum*, *Luzula spicata*, etc., mientras que *Silene rupestris* no suele faltar en las grietas de los salientes rocosos; las únicas leñosas son *Calluna vulgaris* y *Cytisus oromediterraneus*, ambas reafirmando que nos hallamos en suelos ácidos.

Nuestra asociación podría ser vicariante altitudinal del *Agrostio durieui-Sedetum pyrenaici* Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984 de los Montes Cantábricos y relativamente próxima del *Sedo pyrenaici-Sempervivetum montani* Tüxen in Tüxen & Oberdorfer 1958 descrito de los granitos de Panticosa; además, al menos fisionómicamente también se acercaría al *Silene rupestris-Sedetum pyrenaicae* Tüxen & Oberdorfer subas. *sempervivetosum montanae* (Tüxen 1958) Font & Ninot 1990.

Desde rellanos y salientes rocosos, de un modo secundario el *Agrostis* se extiende aquí y allá por los pastos de *Festuca*

[2] Recientemente se incluye en el género *Neoschischkinia*, desgajado de *Agrostis*, bajo el nombre *N. truncatula* subsp. *durieui* (Boiss. & Reut. ex Willk.) VALDÉS & H. SCHOLZ. cf. ROMERO GARCÍA in ROMERO ZARCO *et al.* (2021).



Fig. 1. Comunidad con *Agrostis durieui*, mont Burat, 31/08 : 2016, foto D. Fallour

eskia circundantes, poco densos, particularmente si están en laderas bastante pendientes o bien pastados y pisoteados por el ganado (Mont Né, Montludé), lo cual deja claros que coloniza la especie de Durieu. Incluso en algún rezumadero silíceo se instala en el tapiz de musgos que lo bordea.

En estas altitudes elevadas, nuestra gramínea comienza su desarrollo durante el mes de julio, a fines del cual exhibe su preciosa inflorescencia difusa, y fructifica en la segunda quincena de agosto; no obstante, hasta fines de septiembre o principios de octubre, a la llegada de las primeras nevadas, todavía se distingue bien por sus hojas basales relativamente anchas y de color verde claro.

Por lo que respecta a Francia, figura desde 2004 en Lista roja de la flora protegida de la región Midi-Pyrénées (CORRIOL 2010). En el Catálogo de la flora amenazada de Navarra se considera rara (GUZMÁN *et al.* 1997) y para Cataluña convendría un estudio más detallado de sus efectivos; ahora bien, dada la continuidad de estas subpoblaciones con las inmediatas francesas, bien podría considerarse Casi amenazada (NT) o todo lo más Vulnerable (V) por el criterio D2 de la UICN (2012)³.

3. *Potentilla norvegica* L. [*Pentaphyllum norvegicum* (L.) Gaertn.]

JACA R288236 . España: Lleida, La Torre de Capdella, orillas del Pantà de Sallent, suelos arcilloso-limosos temporalmente inundados, 1770 m. CH 3408. Leg. J. R. López Retamero 25 de Agosto 2011. Primera cita para los Pirineos y para España. Véase figura 2.

Esta rosácea es planta considerada circumpolar (HULTÉN & FRIES 1986: mapa 1110), sobre todo euroasiática y norteamericana. En Europa se extiende por la parte central y oriental, alcanzando su área espontánea por el W los límites de Alemania, Suiza e Italia. No obstante, como neófito –o incluso arqueófito– ha llegado a los países escandinavos, toda Alemania y partes de Inglaterra y Francia (STACE 1991, KURTTO *et al.* 2004: 206, mapa 3458); destaquemos que hasta hace poco en algunos de esos países se consideraba autóctona y ahora introducida. Se han descrito razas poliploides e incluso biotipos apomícticos y ha servido para experimentos genéticos (cruzamientos), embriología, etc.; todo ello da idea de su plasticidad y carácter pionero.

[3] Actualmente en la categoría DD (Datos insuficientes) para el Pirineo (España, Francia, Andorra; CBNPMP *et al.*, 2019).

Inventario n°	1	9	2	8	3
Autor	S. Rivas & L. Villar	S. Rivas & L. Villar	D. Fallour	D. Fallour & L. Belhacène 2009 n°1	D. Fallour
	SYNTYPUS				
Fecha	04/10/2012	10/07/2013	21/07/2013	été 2009	21/07/2013
Localidad	Pie SE del Montludé, c. Estany Redó, Vilamós (L)	Muscadé (Burat) Gouaux	Mont Né de Bourg d'Oueil	Muscadé (Burat) Gouaux	Mont Né de Bourg d'Oueil
UTM	CH1739	CH0947	BH9349	CH0947	BH9349
GPS x			0,479563		0,478679
GPS y			42,876739		42,873841
Localización en el mapa					109103
Altitud	2190-2200 m	1860 m	2020 m	1876 m	1910 m
Inclinación y exposición	10% al SE	60% al S	70 % al E	30% al SW	70 % al E
Recubrimiento	80%	50%	80%	50%	30%
Sup.:	c. 20 m2	60 m2	2 m2	9 m2	1 m2
Ecología	Rellanos pedregosos relat. secos, silíceos	Roca pizarrosa	affleurements rochx avec nombreux microreplats	Dalle siliceuse	replat terreux sur affleurement au dessus du refuge du Mont Né
Especies características de la Asociación					
<i>Agrostis durieui</i>	3	3	2	1	2
<i>Sempervivum montanum</i>	2				
<i>Sedum brevifolium</i>	2	1		x	
<i>Sedum anglicum</i> subsp. <i>pyrenaicum</i> ("S. anglicum")	1	x		1	
Especies características de unidades superiores					
<i>Festuca nigrescens</i> subsp. <i>microphylla</i> (St.-Yves) Markgr.-Dann.	1		2	1	2
<i>Silene rupestris</i>	2		1	(x)	
<i>Festuca yvesii</i> Sennen & Pau [<i>F. durissima</i> (Hack.) Kerguélen]	2				
<i>Veronica fruticulosa</i>	x		(x)		
<i>Rumex acetosella</i>		x		x	
<i>Luzula spicata</i>	1				
<i>Calluna vulgaris</i>	x	1	1		
<i>Cytisus oromediterraneus</i>		x			
<i>Phyteuma hemisphaericum</i>	2				
<i>Avenella flexuosa</i> subsp. <i>montana</i> (L.) A. Löve & D. Löve		2			
<i>Sesamoides interrupta</i> (Boreau) G. López		1			
<i>Festuca eskia</i>		x			
<i>Trifolium alpinum</i>	x				
<i>Alchemilla</i> cf. <i>coriacea</i> Buser (<i>A. saxatilis</i> Buser?, <i>A. gr. alpina</i> L.)	x				
<i>Poa chaixii</i>		x			
<i>Saxifraga</i> cf. <i>nervosa</i>		x			
<i>Gentiana</i> cf. <i>lutea</i>		x			
<i>Luzula nutans</i>			(x)		
Estrato muscinal					
<i>Polytrichum piliferum</i>	1	2			
<i>Grimmia pulvinata</i>	1				
Varios Bryophyta			10%	1	
<i>Cladonia</i> sp.	x	x			
Varios Liqueenes				3	

Tabla 1. *Sempervivo montani*-*Agrostietum durieui* ass. Nova.



Fig. 2. *Potentilla norvegica* L. Dibujo de Marcel Saule

En todo caso, es capaz de colonizar terrenos removidos, junto a los canales o pantanos y apareció, en efecto, a orillas de un embalse en la Vall Fosca (Capdella, Pallars Jussà, Lleida), no lejos del Torrent d'Estany Gento, en el Pirineo catalán, sin que por el momento se haya citado de España ni de la Cordillera Pirenaica. En ese lugar persiste desde 2011, incluso por encima del nivel máximo del reservorio.

La localidad más cercana se hallaría en el Macizo Central francés [Alain Royaud, com. verb., y observaciones del CBNPMP (Francis Kessler) en 2014].

En verano de 2012 se estimaba la población en unos 100 ejemplares. Cabe seguir su evolución para comprobar si pasa de ser accidental a establecerse, colonizar otras localidades e incluso naturalizarse.

4. *Cirsium carniolicum* subsp. *rufescens* (Ramond ex DC.) P. Fourn.

JACA R294883. España: Ansó (Huesca), al N del Ibón de Estanés, megaforbios en terreno pedregoso calizo kárstico, relativamente innivado y brumoso, a unos 1750 m. Leg. L.

VILLAR 30 Agosto 2013.

Es uno de los cardos más llamativos de la Cordillera Pirenaica, por su gran tamaño, por su color verde tierno y por sus blandas espinas de un tono rojizo al trasluz. La subespecie típica se halla en los Alpes y la que nos ocupa es endémica de los megaforbios del Pirineo centro-occidental, entre el valle de Campan (cuenca del Adour, Hautes-Pyrénées) y el valle de Lescun (Aspe, Pyrénées-Atlantiques).

Desde sus nutridas poblaciones del valle de Espelunguère-Escalé, en el piso montano húmedo del Parc National des Pyrénées y alrededores, justo por encima de los hayedos con *Scilla*, alcanza el territorio aragonés cerca del Ibón de Estanés (Ansó, Huesca). Dentro de la Alianza *Adenostylian*, forma una comunidad exclusiva (*Cirsio rufescentis-Aconitetum pyrenaicae* L. VILLAR & BENITO ALONSO 2003) con la ranunculácea *Aconitum variegatum* L. subsp. *pyrenaicum* (VILLAR & BENITO 2003). Los inventarios adjuntos (Véase Tabla 2) dan idea de su composición.

Al describirla, sus autores ya anunciaban cómo rozaba la raya entre Francia y España, pero en 2012 uno de nosotros (L. GIRE, observación del 10/10/2011), con ayuda de GPS, ha podido confirmarlo; precisamente en estos parajes – y en el Circo de Aspe cercano – la frontera franco-española pasa a la vertiente norte, incluyendo terrenos pertenecientes a la cuenca del Gave d'Aspe, afluente del Adour, el cual vierte sus aguas en el Océano Atlántico a la altura de Bayona.

Es la primera vez que se cita en firme para España. La población está formada por varios centenares de pies, la mayoría de los cuales estaban en fruto a fines de agosto. Cabe proponerla al Ministerio de Medio Ambiente para su protección legal a escala nacional y asimismo a los servicios de Medio Ambiente de Aragón por su interés taxonómico, fitosociológico –comunidad endémica– y biogeográfico: endemismo pirenaico centro-occidental en el límite sudoccidental de su área. Por otra parte, ambos taxones (*Cirsium* y *Aconitum*) se hallan protegidos en Francia (Aquitaine, decreto ministerial del 8/03/2002; Midi-Pyrénées, decreto ministerial del 30/12/2004)⁴ y para mayor abundamiento, los “megaforbios higrófilos eutrofos” del *Adenostylian* constituyen un Hábitat Natural de Interés Comunitario (código 6430), el cual, según la Directiva 92/43/CEE justifica la designación de Zonas especiales de conservación.

En todo caso, la localidad y población que nos ocupa quedó englobada en el Parque Natural de los Valles occidentales, declarado por el Gobierno de Aragón en 2006, espacio protegido que ya tiene aprobado su Plan de Ordenación de los Recursos Naturales.

5. *Aconitum variegatum* subsp. *pyrenaicum* Vivant

JACA R294885. España: Ansó (Huesca), al N del Ibón de Estanés, megaforbios en terreno pedregoso calizo, relativamente innivado, a unos 1750 m. XN 9642. Leg. L. Villar 30 Agosto 2013.

JACA 311283. España: Ansó (Huesca), Paso de Escalé hacia Estanés, a unos 1900 m. XN9641 Leg. C. Calvo 29 Septiembre 1983.

[4] Actualmente en la categoría LC (Preocupación menor) para el Pirineo (España, Francia, Andorra; CBNPMP et al., 2019).

Inventario n°	1	2
Autor	L. Villar	L. Villar
Fecha	30/08/2013	30/08/2013
Localidad	Ansó (Huesca): Estanés, cara N	Estanés, cara N
Cuadrícula UTM	XN9642	XN9642
GPS x	405670.37	405670.37
GPS y	6196074.37	6196074.37
Coordenadas geográficas GPS	42° 48.196' N 0° 35.719' W	42° 48.223' N 0° 35.715' W
Altitud	1750 m	1730 m
Inc. y exp.:	30° al N	30° al N
Rec.:	100%	100%
Sup.:	70 m2 (10 x 7)	50 m2 (70)
Ecología	Megaforbios en suelo pedregoso, bajo lapiaz kárstico innivado	Megaforbios justo por encim de las hayas y salientes rocosos ("canalera de alud")
Características de asociación		
<i>Cirsium carniolicum</i> subsp. <i>rufescens</i>	x.2	x
<i>Aconitum variegatum</i> subsp. <i>pyrenaicum</i>	x.2	1.3
Características de alianza, orden y clase		
<i>Scrophularia alpestris</i>	1.1	1.1
<i>Aconitum vulparia</i> subsp. <i>neapolitanum</i>	2.2	.
<i>Adenostyles alpina</i> subsp. <i>pyrenaica</i>	x.2	1.1
<i>Geranium sylvaticum</i> subsp. <i>sylvaticum</i>	1.1	x
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	1.1	1.1
<i>Astrantia major</i>	.	2.1
<i>Crepis blattarioides</i>	2.2	x
<i>Polygonatum verticillatum</i>		(x)
Compañeras		
<i>Arrhenatherum elatius</i>	3.3	3.3
<i>Dactylis glomerata</i>	3.3	1.2
<i>Rumex acetosa</i>	2.2	2.2
<i>Myosotis lamottiana</i>	2.2	1.2
<i>Alchemilla xanthochlora</i>	1.1	x
<i>Trisetum flavescens</i>	1.1	1.1
<i>Gentiana lutea</i>	1.1	1.1
<i>Hypericum richeri</i>	1.1	1.1
<i>Silene vulgaris</i> subsp. <i>commutata</i>	1.1	x
<i>Epilobium montanum</i>	1.1	x
<i>Geum pyrenaicum</i>	1.2	x
<i>Urtica dioica</i> subsp. <i>dioica</i>	x.2	x
<i>Sisymbrium austriacum</i> subsp. <i>chrysanthum</i>	x	x
<i>Carduus carlinifolius</i>	x	x
<i>Pulsatilla alpina</i> subsp. <i>cantabrica</i>	x	x
<i>Helleborus viridis</i> subsp. <i>occidentalis</i>	x	x
<i>Lilium martagon</i>	x	x
<i>Vicia sepium</i>	x	x
<i>Luzula nutans</i>	x	x
<i>Rhinanthus mediterraneus</i>	1.1	.
<i>Rubus idaeus</i>	x	.
<i>Polystichum lonchitis</i>	x	.
<i>Stachys alopecurus</i>	x	.
<i>Veronica ponae</i>	x	.
<i>Vicia cracca</i> subsp. <i>tenuifolia</i>	x	.
<i>Trifolium pratense</i>	x	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	x	.
<i>Vicia</i> cf. <i>pyrenaica</i>	x	.
<i>Linaria supina</i> subsp. <i>pyrenaica</i>	x	.
<i>Ajuga pyramidalis</i>	x	.
<i>Conopodium</i> cf. <i>richteri</i>	x	.
<i>Ranunculus gouanii</i>	x	.
<i>Lamium purpureum</i>	x.2	.
<i>Lamium galeobdolon</i>	.	1.1
<i>Scilla lilio-hyacinthus</i>	.	x
<i>Campanula glomerata</i> subsp. <i>glomerata</i>	.	x
<i>Dryopteris submontana</i>	.	(x.2)
<i>Bryophyta</i>	tapiz	x tapiz

Tabla 2. Inventarios del *Cirsio-Aconitetum* c. Ibón de Estanés (Ansó, Huesca, España)

Igualmente endémica de los valles del Pirineo centro-occidental, se halla aquí junto a su localidad clásica (Espelunguère-Estanés, cf. VIVANT & DELAY 1980). Esta ranunculácea preferentemente calcícola, umbrófila y nivícola, gusta de la humedad del aire y del suelo húmedo todo el año. Desde estas poblaciones algo discontinuas entre los valles de Luz-Saint-Sauveur (Hautes Pyrénées) y Aspe, sobre todo en el Parc National des Pyrénées (cf. LEBLOND *et al.*, en este mismo volumen) presenta un hiato hasta escasas poblaciones de la Sierra de Aralar (Navarra occidental), más Guipúzcoa y Álava en el País Vasco (URIBE *et al.* 2006).

Aunque se incluyó en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón en 1995 como “Vulnerable” (ALCÁNTARA *et al.* 2007), convenía dar a conocer esos testimonios de su presencia en el territorio de esta Comunidad Autónoma, toda vez que el segundo de ellos ya sirvió para su inclusión en el Atlas de la Flora del Pirineo Aragonés (VILLAR *et al.* 1997) y estaba consultable en el Atlas de la Flora de Aragón desde 2005 (GÓMEZ 2005). La altitud señalada en dicho pliego quizá sea menor en realidad, salvo que el acónito se halle en alguna dolina kárstica.

Cabe llevar a cabo un censo y posterior seguimiento de estas poblaciones ya que han estado expuestas al pisoteo de los herbívoros domésticos y silvestres, como indica la abundancia de *Dactylis glomerata*, *Arrhenatherum elatius* y *Trisetum flavescens* en su comunidad (véase Tabla 2). Sus efectivos son reducidos (unos doscientos pies) y algunos de ellos podrían formar clones debido a que las gleras que coloniza no son estables, por encima hay roquedos y tanto la caída de piedras como su deslizamiento por el peso de la nieve o el paso de los herbívoros provocan la rotura de algunos de sus rizomas engrosados, casi tuberosos. Además, florece tarde, en la segunda mitad de agosto y en septiembre, de modo que algunos años sus bellísimas flores se hielan antes de fructificar.

Respecto a su protección legal se puede considerar completa. Primero en Francia a escala nacional, ya que está protegida en todas las regiones donde está presente. Y asimismo en España es considerada “Vulnerable” por el criterio D2 –área reducida– en la Lista Roja de la Flora Vasculosa española (MORENO 2008) más las Comunidades Autónomas de Navarra y País Vasco. También se incluyó como “Rara” en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas (Flora Vasculosa) desde 1998 (URIBE-ECHEBARRÍA *et al.* 2006)⁵. Como se ha dicho, esta localidad española de Ansó-Estanés se integra en el Parque Natural de los Valles occidentales y, como ya se había señalado (ALCÁNTARA *et al.* 2007), esta subpoblación tiene continuidad con los efectivos inmediatos del citado Parc National des Pyrénées (Francia).

AGRADECIMIENTOS

A nuestro buen amigo MARCEL SAULE (†) por la magnífica ilustración de la *Potentilla norvegica*.

BIBLIOGRAFÍA

- ALCÁNTARA, M., D. GOÑI, D. GUZMÁN & J. PUENTE. 2007. – *Catálogo de Especies amenazadas en Aragón. Flora*. Gobierno de Aragón, Huesca, 399 pp.
- AYMERICH P. 2008. – La savina turífera (*Juniperus thurifera* L.) als Pirineus Catalans: distribució, població i conservació. *Orsis*, 3: 9-26.
- BERASTEGI A. 2013. – *Prados y pastizales en Navarra: descripción, tipificación y ecología*. Tesis doctoral defendida en 2010. Universidad del País Vasco. Leioa. *Guineana*, 19: 599 pp.
- Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées (collectif) (2010). – *Guide des plantes protégées de Midi-Pyrénées*. Biotope, Mèze, 400 pp.
- CASTROVIEJO, S. & A. CHARPIN. 1999. – Nomenclature and typification of *Agrostis durieui* Boiss. & Reut ex Gand. (Gramineae). *Candollea*, 54: 473-478.
- CBNPMP (coord.), Aranzadi, CBNMED, CMCNB, IBB-CSIC, IEA-CENMA, IPE-CSIC & UB, 2019. – Liste rouge de la flore vasculaire des Pyrénées. Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, Sociedad de Ciencias Aranzadi/ Aranzadi Zientzia Elkarte, Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles, Consorci del Museu de Ciències Naturals de Barcelona, Instituto Botánico de Barcelona, Institut d'Estudis Andorrans, Instituto Pirenaico de Ecología, Universitat de Barcelona. Bagnères-de-Bigorre (France), 28 pp.
- CORRIOL, G. (Coord.). 2013. – *Liste rouge de la flore vasculaire de Midi-Pyrénées*. Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, Bagnères-de-Bigorre, 16 pp.
- FALLOUR-RUBIO, D. & L. BELHACÈNE. 2009. – Une nouvelle espèce pour la Haute-Garonne : l'agrostis de Durieu, *A. truncatula* subsp. *commista* Castroviejo & Charpin. *Isatis*, 9 : 3-12.
- GÓMEZ, D. 2005. – La flora de Aragón disponible a través de Internet. *Buletin de la Associació de Herbarios Ibero-Macaronésicos*, 7: 29.
- GUARDIOLA, M., A. PETIT, P. AYMERICH, A. PÉREZ-HAASE, A. MERCADÉ, E. BATRIU, J.M. BLANCO-MORENO, E. ILLA, O. GRAU, E. CARRILLO & J.M. NINOT. 2011. – Coneixem bé la flora pirenaica? Els Pirineus catalans occidentals segueixen sorprenent. In Ninot, J.M. *et al.* (eds) *Botànica Pirenaico-cantàbrica*. Monografies del CENMA Andorra, pp. 181-190.
- GUZMÁN, D., D. GOÑI, P. CATALÁN & L. VILLAR. 1997. – Medidas de conservación para la flora vasculosa de Navarra. *Quercus*, 132: 31-35.
- HULTÉN, E. & M. FRIES. 1986. – *Atlas of north European vascular plants north of the Tropic of Cancer*. Koeltz Scientific Books, Königstein, 3 vol., xvi, 1172 pp.
- IUCN. 2012. – *Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, vi + 32 pp.
- KERGUÉLEN, M. & J. VIVANT. 1975. – *Agrostis durieui* Boiss. & Reut. ex Merino dans les Pyrénées-Atlantiques. *Bulletin de la Société*

[5] Actualmente en la categoría LC (Preocupación menor) para el Pirineo (España, Francia, Andorra ; CBNPMP *et al.*, 2019).

- Botanique de France*, 122 : 65-76.
- KURTTO, A., R. LAMPINEN & L. JUNIKKA (eds). 2004. – Atlas Florae Europaeae. *Distribution of Vascular Plants in Europe. 13. Rosaceae* (Spiraea to Fragaria, excl. Rubus). The Committee for Mapping the Flora of Europe & Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki, 320 pp. [maps 3271–3556].
- LAZARE, J.J. & S. RIBA. 2010. – Les isoètes de l'Estany de Creussans (Andorre). *Journal de Botanique de la Société de Botanique de France*, 50 : 19-26.
- MORENO, J. C. (coord.). 2008. – *Lista Roja 2008 de la Flora Vascular española*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, 86 pp.
- PORTAL, R. 2009. – *Agrostis de France*. Ed. de l'auteur, Vals-près-le-Puy, 303 pp.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., T.E. DÍAZ, J.A. FERNÁNDEZ PRIETO, J. LOIDI & A. PENAS. 1984. – *La Vegetación de la Alta montaña cantábrica. Los Picos de Europa*. Ed. Leonesas, León, 300 pp.
- ROMERO ZARCO, C., E. RICO, M.B. CRESPO, A. BUIRA & C. AEDO (eds). 2021. – Flora iberica. – *Vol. XIX (II). Gramineae (partim)*. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid, 1493 pp.
- STACE, C.A. 1991. – *New Flora of the British Isles*. Cambridge University Press. Cambridge, xxx+1226 pp.
- URIBE-ECHEBARRÍA, P.M., I. ZORRAKIN, J.A. CAMPOS & A. DOMÍNGUEZ. 2006. – *Flora vascular amenazada en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Gobierno Vasco, Vitoria, 389 pp.
- VÄRE, H., R. LAMPINEN, C. HUMPHRIES & P. WILLIAMS. 2003. – Taxonomic diversity of vascular plants in the European Alpine Areas. In Nagy, L. *et al.* (eds) *Alpine Biodiversity in Europe*. Ecological Studies. Springer Verlag, Berlin, vol. 167 : 133-148.
- VILLAR, L. & J.L. BENITO ALONSO. 2003. – *Cirsio rufescentis-Aconitetum pyrenaicae (Adenostylyon)*, nouvelle association du Parc National des Pyrénées (France). *Acta Botanica Barcarcinonensia*, 49 : 245-258.
- VILLAR, L. & C. DENDALETICHE. 1994. – Pyrenees. France, Spain and Andorra. In Davis, S.D., V.H. Heywood & A.C. Hamilton. *Centres of Plant Diversity. A guide and Strategy for their Conservation. Vol. 1, Europe, Africa, South west Asia and the middle east*. WWF & IUCN. Cambridge, U. K., pp. 61-64.
- VILLAR, L. & B. GARCÍA. 1989. – Vers une banque de données des plantes endémiques des Pyrénées. *Acta Biologica Montana*, 9 : 261-274.
- VILLAR, L., J.A. SESÉ & J.V. FERRÁNDEZ. 1997. – *Atlas de la Flora del Pirineo Aragonés. Vol. I*. Consejo de Protección de la Naturaleza-Instituto de Estudios Altoaragoneses, Huesca-Zaragoza, 648 pp.
- VIVANT, J. 1973. – Compte rendu d'herborisations réalisées en 1972 dans les Pyrénées-Atlantiques. *Le Monde des plantes*, 378 : 5-6.
- VIVANT, J. & J. DELAY. 1980. – Sur quelques plantes endémiques pyrénéennes. Cytotaxonomie. *Bulletin de la Société botanique de France, Lettres Botaniques*, 127 : 493-505.
- WILLKOMM, M., 1893. – *Supplementum prodromi florum hispanicae*. E. Schweizerbart, Stuttgart, 370 pp.

***Polystichum braunii* (Spenn.) Fée (*Dryopteridaceae*, Pteridophyta) et ses hybrides interspécifiques. Répartition et connaissances actuelles dans les Pyrénées françaises**

Pascal Holveck

Office national des Forêts /réseau habitat flore, 1 rue Person, BP 20132 F - 67703 Saverne. E-mail : pascal.holveck@onf.fr

RÉSUMÉ

Le genre *Polystichum* Roth est représenté en Europe par quatre espèces naturelles : *Polystichum lonchitis* (L.) Roth. ; *Polystichum setiferum* (Forssk.) Woynar ; *Polystichum aculeatum* (L.) Roth. ; *Polystichum braunii* (Spenn.) Fée, présentes dans les Pyrénées françaises. L'hybridation interspécifique se forme relativement facilement pour donner de nouveaux taxons. C'est le cas notamment de *Polystichum x wirtgenii* H. Christ ex Hahne (= *Polystichum setiferum x Polystichum braunii*), redécouvert en 2012 et dont les Pyrénées centrales recèlent les seules localités françaises connues actuellement.

Mots-clés : *Polystichum*, Vosges, Pyrénées, France.

ABSTRACT

Polystichum braunii (Spenn.) Fée (*Dryopteridaceae*, Pteridophyta) and its interspecific hybrids. Distribution and current knowledge in the French Pyrenees. The genus *Polystichum* Roth is represented in Europe by 4 native species: *Polystichum lonchitis* (L.) Roth.; *Polystichum setiferum* (Forssk.) Woynar; *Polystichum aculeatum* (L.) Roth.; *Polystichum braunii* (Spenn.) Fée, all present in the French Pyrenees. Interspecific hybridisation occurs relatively easily to give new taxa. Of particular note is the case of *Polystichum x wirtgenii* H. Christ ex Hahne (= *Polystichum setiferum x Polystichum braunii*), rediscovered in 2012 and of which the Central Pyrenees possess the only populations currently known in France.

Key words: *Polystichum*, Vosges, Pyrenees, France.

RESUMEN

Polystichum braunii (Spenn.) Fée (*Dryopteridaceae*, Pteridophyta) y sus híbridos interespecíficos. Distribución y conocimiento actual en los Pirineos franceses. El género *Polystichum* Roth está representado en Europa por 4 especies naturales: *Polystichum lonchitis* (L.) Roth.; *Polystichum setiferum* (Forssk.) Woynar; *Polystichum aculeatum* (L.) Roth.; *Polystichum braunii* (Spenn.) Fée, todas presentes en los Pirineos franceses. La hibridación interespecífica se forma relativamente fácil para dar nuevos taxones. Es el caso, en particular, de *Polystichum x wirtgenii* H. Christ ex Hahne (= *Polystichum setiferum x Polystichum braunii*), redescubierto en 2012, y cuyas los Pirineos centrales posean las solas localidades conocidas actualmente en Francia.

Palabras clave: *Polystichum*, Vosgos, Pirineos, Francia.

La communication présentée lors du colloque de botanique à Luchon est une synthèse des connaissances en 2013 sur la répartition nationale de *Polystichum braunii* et de ses hybrides (*Polystichum x luerssenii* et *Polystichum x wirtgenii*) suite à des prospections de terrain dans le massif vosgien (2009, 2011) et les Pyrénées (2012, 2013), d'après des données historiques ou plus récentes recueillies auprès de divers botanistes.

Suite à de nouvelles prospections dans les Pyrénées en 2013, de nouveaux sites ont pu être confirmés ou découverts. Une synthèse plus complète est à l'étude.

I. Rappel historique

Polystichum braunii a été découvert en 1823 par Alexander Braun dans le Hoellenthal (Forêt-Noire, Allemagne). La plante est dédiée à Braun sous le nom d'*Aspidium braunii* par Fridolin Carl Léopold Spenner en 1825, puis nommée *Polystichum braunii* par Antoine Laurent Apollinaire Fée en 1852.

II. Répartition nationale

Polystichum braunii, espèce rare et protégée en France métropolitaine (arrêté ministériel du 20 janvier 1982), n'est

présente que dans deux régions géographiques françaises (Fig. 1), voir PRELLI 2002, AMBLARD 2010, BELHACÈNE 2012 :

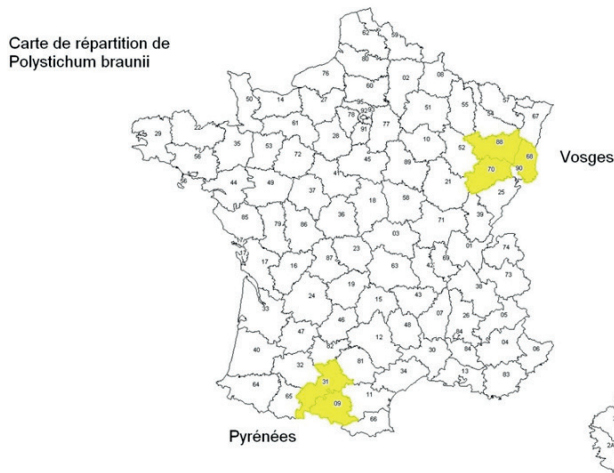


Fig. 1. Carte de répartition départementale de *Polystichum braunii* en France métropolitaine

1. Massif vosgien

Actuellement connu dans trois départements de l'est de la France.

- Haute-Saône (70) : Plancher-les-Mines : cirque du Rossely, haute-vallée du Rahin, saut de la Truite.



Fig. 2. *Polystichum braunii*, vallée de la Glère, Bagnères-de-Luchon (31), photo P. HOLVECK.



Fig. 3. *Polystichum braunii* détail des pennes, vallée de la Glère, Bagnères-de-Luchon (31), photo P. HOLVECK

- Vosges (88) : Fresse-sur-Moselle : bois du Hangy ; Saint-Maurice-sur-Moselle : goutte du Luthier, goutte des Fondeurs, chemin Godignon, goutte du Gros Sapin, goutte de Morteville, goutte du Grand Gripot.
- Haut-Rhin (68) : Sewen : Boedele.

2. Massif pyrénéen

Actuellement connu dans deux départements pyrénéens.

- Haute Garonne (31) : Bagnères-de-Luchon : vallée de Bounéu, vallée de la Glère (Fig. 2 et 3) ; Castillon-de-Larboust : gouffre d'Enfer, vallon de Houradade ; Cazeaux-de-Larboust : gouffre d'Enfer ; Oô, vallée d'Oô.

- Ariège (09) : Aulus-les-Bains : cascade d'Ars, vallée du Garbet-Agneserre ; Bethmale : lac de Bethmale ; les Bordes-sur-Lez : vallée du Ribérot ; Couflens : vallée du Salat ; Orlu : vallée de l'Oriège.

III. *Polystichum braunii* et ses hybrides interspécifiques

Le genre *Polystichum* est représenté en France par quatre espèces :

- *Polystichum lonchitis*, espèce diploïde ;
- *Polystichum setiferum*, espèce diploïde ;
- *Polystichum aculeatum*, espèce tétraploïde ayant pour parents *P. lonchitis* et *P. setiferum* ;
- *Polystichum braunii*, espèce tétraploïde dont les parents ne sont pas connus actuellement.

Toutes ces espèces forment dans la nature des hybrides qui possèdent la particularité d'avoir les caractères morphologiques intermédiaires des espèces parentales. *Polystichum braunii* peut ainsi former des hybrides avec une autre espèce du genre *Polystichum* :

Polystichum x luerssenii (*P. braunii* x *P. aculeatum*), espèce tétraploïde.

Polystichum x wirtgenii (*P. braunii* x *P. setiferum*), espèce triploïde.

Polystichum x meyeri (*P. braunii* x *P. lonchitis*), espèce triploïde.

Seuls les deux premiers sont connus actuellement sur le territoire français.

1. *Polystichum x luerssenii*

C'est l'hybride le plus fréquemment rencontré parmi les populations interparentales.

1.1. Massif vosgien

- Haute-Saône (70) : Plancher-les-Mines : vallée du Rahin, saut de la Truite, cirque du Rossely.

- Vosges (88) : Fresse-sur-Moselle : bois du Hangy ; Saint-Maurice-sur-Moselle : goutte du Luthier, goutte du Gros Sapin, goutte de Morteville.

1.2. Massif pyrénéen

- Haute Garonne (31) : Bagnères-de-Luchon : vallée de la Glère ; Castillon-de-Larboust : gouffre d'Enfer, vallon de Houradade ; Cazeaux-de-Larboust : gouffre d'Enfer (Fig. 4 et 5) ; Oô, vallée d'Oô.



Fig. 4. *Polystichum x luerssenii*, gouffre d'Enfer, Cazeaux-de-Larboust (31), photo P. HOLVECK



Fig. 6. *Polystichum x wirtgenii*, cascade d'Enfer, Castillon-de-Larboust (31), photo P. HOLVECK



Fig. 5. *Polystichum x luerssenii*, détail des pennes, gouffre d'Enfer, Cazeaux-de-Larboust (31), photo P. HOLVECK



Fig. 7. *Polystichum x wirtgenii*, détail des pennes, cascade d'Enfer, Castillon de Larboust (31), photo P. HOLVECK

- Ariège (09) : Aulus-les-Bains : cascade d'Ars, vallée du Garbet-Agneserre ; Bethmale : lac de Bethmale ; les Bordes-sur-Lez : vallée du Ribérot ; Orli : vallée de l'Oriège.

2. *Polystichum x wirtgenii*

Cet hybride très rare en France (AMBLARD *et al.* 2011) n'est actuellement connu sur le territoire national que dans deux départements des Pyrénées centrales (PRELLI 2002, BELHACÈNE 2012).

Cette espèce fut découverte la première fois en 1927 par E. Walter à la Cascade d'Enfer (31), récoltée par F. Badré en 1975 (*in* Herbar Paris). Non retrouvée en 1987 par M. Boudrie à la cascade d'Enfer (31), elle a été redécouverte en 1987 par M. Boudrie à Bethmale (09), puis retrouvée en 2012 par P. HOLVECK à la cascade d'Enfer (31) (fig. 6 et 7).

La redécouverte de cet hybride a été confirmée par la présence des parents (*P. setiferum* et *P. braunii*), l'effet hétérosis marqué, la morphologie frondale intermédiaire, les spores avortées en totalité et la confirmation de la triploïdie par FCM (Ronald L.L. Viane, Belgique).

Malgré la rareté de *Polystichum braunii* sur le territoire national, cette espèce discrète, ne formant jamais de grande population homogène mais plutôt disséminé dans des chaos

ou ravins à forte hygrométrie atmosphérique, se reconnaît relativement facilement à son port en « corbeille » et à ses frondes tendres à pinnules grossières recouvertes d'écailles filiformes.

Je serai reconnaissant à toutes personnes ayant rencontré cette espèce de remonter l'information pour une synthèse complète à publier prochainement.

REMERCIEMENTS

À l'Office national des forêts (réseau habitats/flore national), au Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, à Michel Boudrie, Rémy Prelli, Émeric Sulmont et Lionel Belhacène pour leurs notes, croquis et informations, au Professeur Ronald L.L. Viane pour avoir réalisé de nombreuses analyses cytologiques par FCM.

BIBLIOGRAPHIE

AMBLARD, P. 2010. – Une très rare fougère retrouvée en Alsace. *Bulletin de l'Association des Amis du Jardin botanique du Col de Saverne*, 2010, 19-21.

AMBLARD, P, P. MEPIEL & F. TOURNAY. 2011. – *Polystichum x wirtgenii* H. Christ ex Hahne (Dryopteridaceae, Pteridophyta), sa découverte en France par Émile Walter et son introduction au Jardin Botanique de Saverne (Bas-Rhin) *Journal de botanique de la Société botanique de France*, 56 : 9-14.

BELHACÈNE, L. 2012. – Mise au point sur la présence et la connaissance de quelques Ptéridophytes pour le département de la Haute-Garonne. *Isatis*, 12 : 51-71.

PRELLI, R. avec la collaboration de M. BOUDRIE. 2002. – *Les Fougères et plantes alliées de France et d'Europe occidentale*. Ed. Belin, Paris, 432 pp.

**Le Cirse roux (*Cirsium carniolicum* subsp. *rufescens*
(Ramond ex DC.) P. Fourn.) dans les Pyrénées françaises.
Amélioration des connaissances dans le cadre
de mesures compensatoires liées à des travaux**

Nicolas Leblond, Bruno Durand, Jocelyne Cambecèdes & Lionel Gire

*Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées (CBNPMP), vallon de Salut, BP 70315,
F-65203 Bagnères-de-Bigorre. E-mail : jocelyne.cambecedes@cbnmpm.fr*

RÉSUMÉ

Dans le cadre de mesures compensatoires liées à des travaux, un programme d'amélioration des connaissances sur *Cirsium carniolicum* subsp. *rufescens* a permis de retrouver une population non revue depuis plus d'un siècle et de préciser l'extension d'une autre dans les Hautes-Pyrénées. En Pyrénées-Atlantiques, la localisation d'une donnée ancienne a pu être clarifiée et mise en relation avec des observations contemporaines. Deux nouvelles populations ont été observées, dans les Pyrénées-Atlantiques et en Espagne, soit la première observation connue de ce taxon dans ce pays. Enfin les facteurs de risque pour les populations menacées sont décrits et complétés par des préconisations d'intervention ou de gestion.

Mots-clés : plantes endémiques, chorologie, conservation, mesures compensatoires

***Cirsium carniolicum* subsp. *rufescens* (Ramond ex DC.) P. Fourn. en los Pirineos franceses.
Mejora de los conocimientos en el marco de las medidas compensatorias vinculadas a las obras**

RESUMEN

Dentro de las medidas compensatorias vinculadas a las obras, un programa de mejora del conocimiento del *Cirsium carniolicum* subsp. *rufescens* ha permitido reencontrar una población que no se veía desde hace más de un siglo, y profundizar en la distribución de otra en las Hautes-Pyrénées. En los Pyrénées-Atlantiques, se aclaró la localización de un antiguo registro y se relacionó con datos recientes. Se han observado dos nuevas poblaciones, en los Pyrénées-Atlantiques y en España, la primera observación conocida de este taxón en ese país. Por último, se describen los factores de riesgo para las poblaciones amenazadas y se añaden recomendaciones de intervención o gestión.

Palabras clave: plantas endémicas, corología, conservación, medidas compensatorias

***Cirsium carniolicum* subsp. *rufescens* (Ramond ex DC.) P. Fourn. in French Pyrenees.
Improvement of knowledge in context of compensatory measures linked to works**

SUMMARY

In context of compensatory measures linked to works, a programme to improve knowledge of *Cirsium carniolicum* subsp. *rufescens* made it possible to find a population that had not been seen for more than a century and to deepen the distribution of another, in Hautes-Pyrénées. In Pyrénées-Atlantiques, the location of an old record was clarified and linked to contemporary observations. Two new populations were observed, in Pyrénées-Atlantiques and in Spain, the first known observation of this taxon in that country. Finally, the risk factors for threatened populations are described and completed by recommendations for intervention or management.

Key words: endemic plants, chorology, conservation, compensatory measures

I. Introduction

Les travaux d'entretien et de remplacement de la conduite forcée de la centrale d'Estaens (Borce, Pyrénées-Atlantiques), programmés par la société Électricité de France (EDF) en 2009, ont porté atteinte à des populations de deux taxons endémiques des Pyrénées, protégés en région (arrêté ministériel du 8/03/2002) : l'Aconit panaché des Pyrénées (*Aconitum variegatum* subsp. *pyrenaicum* Vivant) et le Cirse roux (*Cirsium carniolicum* subsp. *rufescens* (Ramond ex DC.) P. Fourn.).

Afin de pouvoir réaliser ces travaux, une demande de dérogation à l'interdiction de destruction a été formulée par EDF, suite à une étude menée par le bureau d'études GERE.A.

L'arrêté préfectoral du 16 juillet 2009 a autorisé la dérogation sous réserve de la mise en œuvre de mesures d'accompagnement en phase chantier, de suivi post-chantier et de compensation.

Les mesures de compensation prévues à l'article 5 de l'arrêté, incluaient l'amélioration des connaissances sur les répartitions anciennes et actuelles des deux taxons dans les deux départements de leur localisation, sur leur biologie et leur écologie ainsi que leur conservation en banque de graines. L'objectif de l'étude était également de mieux cerner les menaces pesant sur ces deux taxons protégés¹ afin d'orienter les actions d'EDF en matière de préservation de stations.

Ces missions d'amélioration des connaissances et de conservation *ex situ* ont été confiées au Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées. Nous présentons ici les résultats obtenus sur le Cirse roux (Fig. 1).



Fig. 1 : Le Cirse roux en vallée d'Aspe (Sarrance, 64), 18/07/2018, photo CBNPMP/ Christophe Bergès.

II. Sur la piste du Cirse roux

1. Dans les Hautes-Pyrénées

1.1. Données bibliographiques

Les données anciennes citent le Cirse roux en trois localités du département : vallée de Campan, forêt de Paillolle (ou Payolle) et Gavarnie.

Toutes les citations concernant la vallée de Campan et Payolle font référence à des observations faites à la fin du XVIII^e siècle et jusqu'au milieu du XIX^e siècle par les botanistes Ramond de Carbonnières et Philippe, ainsi que l'indique ZETTERSDEDT (1857) : « le *C. rufescens* Ram. fut découvert par Ramond et ensuite retrouvé par Philippe dans la vallée de Campan ». Les auteurs suivants ne font ensuite que rapporter ces observations, sans avoir vu eux-mêmes les stations que certains recherchent pourtant :

« Ravins calcaires du Lhêris : c'est dans l'un de ceux-ci que nous situerions volontiers le rarissime *Cirsium rufescens*. Le secret qui entoura la découverte de Ramond ou de son guide (1798 ?) ne nous a pas été transmis, mais il semble que Philippe, auteur d'une flore des Pyrénées (Bagnères, 1859), réussit à retrouver la cachette. Nous avons pu visiter ailleurs de belles stations de cette espèce. Par analogie, en rapprochant les indications de l'herbier de Ramond et de la flore de Philippe, nous la plaçons dans les ravins calcaires frais de l'étage du Hêtre, peut-être entre Sainte-Marie et Payolle », (MARQUEHOSSE 1948).

« Payolle, localité non retrouvée du *Cirsium carniolicum* », CHOUARD (1949).

La localité de Gavarnie n'est citée que par COSTE (1901). Nous n'avons pas connaissance d'autres auteurs l'ayant mentionnée, ni de part d'herbier attestant de cette découverte.

Visiblement, le Cirse roux n'avait plus été observé dans les Hautes-Pyrénées depuis le milieu du XIX^e siècle et, pendant un siècle et demi, les auteurs n'ont fait que rapporter les observations de Ramond et de Philippe. La redécouverte a été faite au tout début du XXI^e siècle par les agents du Parc national des Pyrénées, tout d'abord en une localité inédite en val d'Azun à la pène d'Ourey, puis en Davantague à la cascade de Paspich (vallon d'Isaby à Villelongue). Ces localisations apparaissent citées par VILLAR & BENITO (2003) (« Arrens, pène d'Ourey, près du pont (France-65), 1090 m. 4.IX.2001 ») et SEGARRA-MORAGUES *et al.* (2007) (« Vallée d'Azun, pène d'Ourey ; Vallée de Luz, Villelongue, l'Isaby, rocher calcaire, cascade de Paspich. »). En fait, la plante fut découverte au vallon d'Isaby par JEAN VIVANT le 5 juillet 1978 (GUY DUSSAUSOIS, comm. pers.).

1.2. Prospections pour retrouver la station de Payolle (65)

Les prospections effectuées dans le cadre de ce programme ont été ciblées dans les Hautes-Pyrénées, avec pour objectif de retrouver les stations anciennement découvertes par Ramond de Carbonnières et par Philippe. Des précisions de localisation et d'habitat ont dans un premier temps été recherchées pour tenter d'orienter les prospections sur ces vastes territoires.

La station de la « forêt de Paillolle » est mentionnée pour la première fois dans la Flore de PHILIPPE (1859). Le fait que le découvreur ne soit pas précisé laisse supposer qu'il s'agissait de l'auteur lui-même. Cette hypothèse a été facilement vérifiée puisque PHILIPPE a largement distribué des parts d'herbiers de cette plante à ses correspondants botanistes.

Un échantillon conservé dans les herbiers du Muséum

[1] Ces taxons également réglementés en Midi-Pyrénées (Arrêté ministériel du 30 décembre 2004) sont donc protégés dans l'ensemble de leurs localités françaises.

national d'histoire naturelle (herbier P) nous laisse penser que PHILIPPE avait découvert le Cirse roux en forêt de Payolle au mois d'août 1847, en le nommant par incertitude de détermination « *Card. Personata* Jacq. ? ». La plante récoltée correspond en fait sans ambiguïté à *C. rufescens*.

Les annotations sur les échantillons distribués par PHILIPPE n'apportent malheureusement aucune précision quant à la localisation de la station dans la vaste forêt de Payolle. Son herbier personnel, conservé aux archives départementales des Pyrénées-Atlantiques à Pau, apporte néanmoins un précieux indice (Guy Dussaussois, *comm. pers.*)². Cet herbier, que nous avons consulté en février 2011, contient effectivement un bel échantillon fleuri de Cirse roux récolté par PHILIPPE au mois d'août 1848, et cette fois correctement déterminé. Sur l'étiquette associée, on peut lire « forêt du Bédouret », Payolle n'étant pas cité.

Le Bédouret est un vaste pâturage surplombant l'extrémité sud-ouest du massif forestier de Payolle. Ces éléments réunis, une prospection des vallons boisés situés au pied des pâturages du Bédouret a été réalisée avec succès le 19 juillet 2011 (N. Leblond & B. Durand). Le Cirse roux a effectivement pu être retrouvé en deux points du vallon du ruisseau d'Espadiets, stations situées dans la commune d'Ancizan (Fig. 2).



Fig. 2 : Population de Cirse roux dans les vallons boisés de Payolle (Ancizan, 65), 19/07/2011, photo CBNPMP/ Nicolas Leblond.

La plus petite population (station 1), comporte sept individus non florifères en situation très pentue, ombragée et très humide. Elle se situe à 1290 mètres d'altitude, en rive droite du ruisseau. À noter parmi les espèces compagnes la présence d'*Epipactis leptochila* (Godfery) Godfery, discrète orchidée sciaphile méconnue dans les Hautes-Pyrénées.

La plus grosse population (station 2) comporte une centaine d'individus dont trois seulement avaient fleuri en 2011. Elle

occupe les pentes (rives gauche et droite) de la branche ouest du ruisseau, entre 1330 et 1410 mètres d'altitude. Les trois seuls pieds fleuris ont été notés en partie haute de la station et l'un d'eux avait été abrouiti.

Deux plantes remarquables ont été observées parmi les espèces compagnes. Le Cerinthe glabre (*Cerinthe glabra* subsp. *pyrenaica* (Arvet-Touvet) Kerguelen) est une borraginacée protégée en Midi-Pyrénées. Elle est très répandue sur la station 2. Au haut de cette station, un suintement abrite quelques pieds de la rare Arabette de Soyer (*Arabis soyeri* Reuter & Huet subsp. *soyeri*), espèce protégée en Midi-Pyrénées non revue de longue date dans ce secteur.

1.3. Compléments de prospection dans le vallon d'Isaby (65)

Lors de la récolte de graines sur la station proche de la cascade de Paspich dans le vallon d'Isaby (Villemongue), nous avons complété la cartographie du Cirse roux et de l'Aconit panaché, présents tous les deux sur le site.

La zone de présence du Cirse roux s'étend du plateau de la Prade, dans ces parties pentues jusqu'à la centrale hydro-électrique. Globalement, le cirse occupe principalement des pentes herbeuses de mégaphorbiaies en versant nord. Mais, il s'observe aussi sous quelques jeunes peuplements boisés, sur les bordures du ruisseau d'Isaby et sur le bord de la piste. Cette métapopulation est constituée de plusieurs milliers de pieds florifères. Selon leur localisation sur la pente, l'état de conservation est variable.

Les zones se trouvant dans les parties supérieures du versant (1200 m à 1450 m d'altitude) sont dans des conditions de mégaphorbiaies de talweg ou de bord de ruisseau. L'état de conservation semble très bon. On peut observer l'*Aconitum variegatum* subsp. *pyrenaicum* sur l'ensemble de cette zone de façon plus ou moins homogène.

Les zones se trouvant en bas de pente (1100 m à 1200 m. d'altitude) sont plus étendues. Ce sont de vastes mégaphorbiaies qui semblent être soumises soit à une forte pression pastorale (abrouitissement, piétinement, présence d'*Urtica dioca*, *Rumex crispus*, *Chenopodium bonus-henricus*), soit au contraire marquées par la déprise : présence de ligneux (*Fraxinus excelsior*), d'espèces d'ourlets (*Cirsium palustre*, *Angelica sylvestris*, *Meconopsis cambrica*) et de la Fougère aigle (*Pteridium aquilinum*). Cette dernière, à forte capacité de développement et de colonisation, semble entrer en concurrence directe avec le Cirse roux sur certain secteur. L'Aconit panaché des Pyrénées est parfois bien présent sur ces zones.

Un certain nombre de pieds se développent sur de petits replats en bordure du ruisseau d'Isaby. La végétation présente est une mosaïque de mégaphorbiaies, de plantes d'ourlets et quelques espèces nitrophiles. Il semble que l'Aconit panaché des Pyrénées soit absent de ces zones.

Enfin, ponctuellement, quelques pieds épars s'observent en bordure de piste et autour des infrastructures de la centrale hydro-électrique.

Une liste non exhaustive des plantes compagnes de

[2] L'herbier de Philippe a depuis été numérisé par le Conservatoire et est consultable en ligne (<https://herbier.bbf.cbnpmp.fr/view/collection/124>).

l'*Aconitum variegatum* subsp. *pyrenaicum* dans les trois secteurs inventoriés est donnée dans le tableau 1.

2. Dans les Pyrénées Atlantiques

2.1. Recherche de la station de la cascade d'Arresecq (64)

Cette station n'avait été mentionnée, à notre connaissance qu'une seule fois par Salve en 1862. Une planche de l'herbier général du MNHN atteste de cette découverte stipulant simplement « Cascade d'Arresecq » (Eaux-Bonnes). Malgré de nombreuses recherches, le toponyme « cascade d'Arresecq » n'est actuellement pas connu. Par contre, des ouvrages du XIX^e siècle citent cette cascade comme un site incontournable. On retrouve ainsi un descriptif et deux lithographies dans *Un voyage de Paris aux Eaux-Bonnes*,

D'HOUBIGANT (1841) et une mention dans *Itinéraire descriptif et historique des Pyrénées de l'Océan à la Méditerranée* de JOANNE (1858). Bien que ces deux auteurs n'aient pas eu le même regard sur la cascade, la description de leur itinéraire permet de la localiser dans le secteur de Gourette. La carte d'État-major (1920-1966) permet de confirmer cette localisation car le toponyme « Cascade Laressec » y est bien mentionné.

En fait la localisation de Salve correspond aujourd'hui à la station connue sous le nom de Gourette. Sur les cartes IGN au 1/25 000^e, seul le nom du ruisseau, le Valentin, a résisté au temps ! VIVANT (1964) la mentionne comme une localité connue de quelques rares botanistes. Elle a été revue le 11/08/1999 par MATHIEU FELLMAN (FELLMANN 1999), puis le

Taxons observés	Parties supérieures du versant (1 200 m à 1 450 m)	Bas de pente (1 100 m à 1 200 m.)	Petits replats en bordure du ruisseau d'Isaby
<i>Aconitum lycoctonum</i> subsp. <i>neapolitanum</i>	x	x	
<i>Aconitum variegatum</i> subsp. <i>pyrenaicum</i>		x	
<i>Angelica sylvestris</i>	x	x	x
<i>Aquilegia vulgaris</i>	x	x	x
<i>Astrantia major</i>	x		
<i>Bellis perennis</i>			x
<i>Brachypodium rupestre</i>	x	x	
<i>Campanula glomerata</i>	x	x	
<i>Carduus defloratus</i>	x	x	x
<i>Centaurea montana</i>	x	x	x
<i>Chenopodium bonus-henricus</i>		x	
<i>Cicerbita plumieri</i>	x		
<i>Cirsium palustre</i>		x	x
<i>Dactylis glomerata</i>	x	x	x
<i>Eupatorium cannabinum</i>		x	
<i>Fagus sylvatica</i>			x
<i>Filipendula ulmaria</i>	x	x	x
<i>Fraxinus excelsior</i>		x	x
<i>Heracleum pyrenaicum</i>	x	x	
<i>Hypericum burseri</i>	x	x	
<i>Hypericum montana</i>	x		
<i>Laserpitium siler</i>	x	x	
<i>Lathyrus pratensis</i>	x	x	
<i>Lilium martagon</i>	x	x	
<i>Meconopsis cambrica</i>		x	x
<i>Pimpinella major</i>	x	x	
<i>Plantago lanceolata</i>			x
<i>Pteridium aquilinum</i>		x	x
<i>Rubus idaeus</i>	x	x	
<i>Rubus</i> sp.			x
<i>Rumex crispus</i>		x	x
<i>Sambucus nigra</i>			x
<i>Scrophularia alpestris</i>	x	x	x
<i>Stachys alopecurus</i>	x	x	x
<i>Stachys alpina</i>	x		
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	x	x	
<i>Urtica dioica</i>		x	x
<i>Valeriana pyrenaica</i>	x	x	x
<i>Veronica gouanii</i>	x	x	
<i>Vicia tenuifolia</i>	x	x	

Tableau 1 : Plantes compagnes de l'*Aconitum variegatum* subsp. *pyrenaicum* dans les populations du vallon d'Isaby (nomenclature selon le référentiel national sur la faune, la flore et la fonge de France métropolitaine et outre-mer, TaxRef v5.0).

10/08/2000 par Luis Villar et José Luis Benito et le 1/09/2012 par l'un d'entre nous (L. Gire).

2.2. Découverte d'une station dans le secteur du col de Quilarot

Lors de l'expédition pour la récolte de graines d'Aconit des Pyrénées vers le pic de Durban, une nouvelle station de *Cirsium carniolicum* subsp. *rufescens* a été observée au nord du col de Quilarot. Une trentaine de pieds, dont 14 fleuris, se trouve à l'entrée d'un goulet d'étranglement qui permet de monter dans l'énorme éboulis du cirque au-dessus (au sud). Cette station est l'une des plus nordiques de la chaîne des Pyrénées avec celle du secteur d'Escot.

3. En Espagne

Au détour de quelques prospections dans le secteur d'Estaens, nous avons pu observer (L. Gire 10/10/2011) la présence du Cirse roux, accompagné de l'Aconit panaché des Pyrénées, au-delà de la frontière française. Cette localisation est en fait la première observation de ce taxon en Espagne (L. Villar, comm. pers.). En effet, le pointage GPS montre que, bien que nous soyons toujours sur le versant nord des Pyrénées, cette population se trouve bien en Espagne en deux points. Dans cette partie montagneuse, la frontière passe en versant nord incluant donc une partie de la haute vallée d'Aspe. On peut observer deux petites localisations composées d'une centaine de pieds au total. Au mois d'août, ils présentaient de nombreux capitules fructifères.

III. Stations pouvant être menacées et préconisations

La grande majorité des stations ne paraissent pas menacées. Quelques facteurs de risque ont cependant été identifiés sur des stations suivantes.

1. Payolle (65)

1.1. Problématiques identifiées

Bien qu'il semble que la station de Payolle se soit maintenue pendant au moins 170 ans, nous n'avons aucune indication permettant de connaître son état de conservation. Aujourd'hui, cette population, qui est la plus orientale de la chaîne des Pyrénées, ne compte qu'une centaine de pieds. Parmi ces pieds, moins de cinq pieds sont florifères (trois en 2011 et quatre en 2012). Cette absence de fleurs ne permet donc pas à la plante une multiplication sexuée, processus permettant un renouvellement génétique de la population. Le Cirse roux est néanmoins connu pour sa capacité de multiplication végétative qui a cependant pour inconvénient de ne produire que des clones. Ce mode de reproduction peut fragiliser le bon état de conservation. De plus, la forêt de Bédouret est traversée par de nombreuses pistes liées à l'exploitation forestière. La partie supérieure de la population s'est ainsi développée sur ce qui semble être des remblais. Toute exploitation forestière et aménagement contiguë à la population pourrait engendrer des dégâts irréversibles sur la population de Cirse roux.

1.2. Préconisations

Tout d'abord, il est primordial d'informer le propriétaire et le gestionnaire afin de prendre en considération la présence de l'espèce lors des projets d'exploitation forestière ou d'aménagements. Ensuite, bien qu'il ait été remarqué que les pieds semblent être beaucoup moins florifères sous un couvert forestier, il est difficile d'apprécier si une intervention sur le milieu est judicieuse ou pas. Dans ce cas, un suivi permettrait de mieux appréhender la dynamique de la population et donc de prendre une décision en connaissance de cause.

2. Vallon d'Isaby à Villelongue (65)

2.1. Problématiques identifiées

Les pieds se trouvant dans la partie basse des versants (1100 m. à 1200 m. d'altitude) se développent dans des pentes herbeuses de type mégaphorbiaie. Une faible pression des accidents climatiques et une diminution des activités anthropiques (pastoralisme, fauche, coupe de ligneux) ont laissé une place au développement des fougères et des ligneux. Il semble que la fougère et les ligneux occupent petit à petit des zones où le Cirse roux et l'Aconit des Pyrénées devaient être présents en plus grande quantité. La ligne de front semble gagner du terrain sur les populations de Cirse. D'autre part, un certain nombre de pieds se trouvent le long de la piste, sur de petits replats en bordure du ruisseau d'Isaby, autour des aménagements de la centrale hydroélectrique. Bien que ces individus ne représentent qu'une petite partie de la métapopulation, il serait souhaitable que leur présence soit prise en considération.

2.2. Préconisations

Afin d'éviter une trop forte propagation de la fougère et des ligneux, qui en plus de faire de l'ombre modifient le milieu (assèchement), une coupe de bois pourrait être effectuée dans un premier temps. Par la suite, il serait intéressant de pouvoir maintenir du bétail quelques semaines sur la zone, pendant des périodes propices, afin d'exercer une pression sur la repousse des ligneux. Enfin, les propriétaires et gestionnaires doivent être informés de la présence de la plante afin de mettre en place une gestion adéquate des bords de pistes. De plus, lors des différents aménagements, la présence de la plante pourra être prise en considération.

3. Gourette (64)

3.1. Problématiques identifiées

La petite population historique de cascade d'Arrescq se situe au pied de Gourette, le long d'une grande falaise où coule le Ley formant une cascade. Aujourd'hui, la partie principale de la population se trouve en pied de falaise et le long d'un ruisseau venant du nord-est. La population se trouve encerclée par les divers aménagements (parking, station d'épuration) et reçoit directement les eaux de ruissellement venant du village de Gourette.

3.2. Préconisations

Afin d'éviter toute atteinte aux populations de Cirse roux et d'Aconit des Pyrénées, dans un premier temps, les acteurs locaux et gestionnaires doivent être informés de la présence de

ces deux espèces protégées. Puis, afin de préserver la station dans un bon état de conservation, une étude de la circulation de l'eau et de sa qualité permettrait d'apporter des informations complémentaires sur la qualité du site.

4. Vallée de Bioux (64)

4.1. Problématiques identifiées

Les stations classiques de la vallée de Bioux-Artigues, où les populations sont réparties le long de la route conduisant au lac, peuvent être affectées par des actions d'entretien ou d'aménagement de la route ou des bas-côtés.

4.2. Préconisations

Un porter à connaissances général auprès des collectivités et des gestionnaires est à faire. Afin de mieux cerner la problématique sur cette population, une cartographie précise des localisations devrait être réalisée ainsi qu'un recueil d'informations : nombre de pieds, géolocalisation, état de conservation et menaces. La synthèse de ces données permettra d'apporter une information et un appui technique à la gestion de ces populations auprès des acteurs locaux et des gestionnaires.

L'étude conduite par le Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées a effectivement permis d'atteindre les objectifs d'amélioration des connaissances sur la répartition du Cirse roux inscrits en mesure compensatoires dans l'arrêté préfectoral autorisant la destruction de spécimens de ce taxon protégé, en Aquitaine mais aussi en Midi-Pyrénées où il est beaucoup plus rare. L'état de conservation des stations a été évalué, et des propositions ont été faites pour assurer leur maintien.

BIBLIOGRAPHIE

- CHOUARD, P. 1949. – Démonstrations tirées des excursions (Gavarnie, Pic du Midi de Bigorre, Néouvielle). *Bulletin de la Société botanique de France*, 96 : 29-52.
- COSTE, H. 1901 – *Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes. Tome II*. Blanchard, Paris, 627 pp.
- FELLMANN, M. 1999. – *Inventaire, suivi et gestion des sites à Cirsium carniolicum subsp. rufescens Ram*. Rapport de stage BTS gestion et protection de la nature, Parc national des Pyrénées, Tarbes, 39 pp.
- HOUBIGANT, A.-G. 1841-1855. – *Journal d'un voyage de Paris aux Eaux-Bonnes [Basses-Pyrénées] en allant par Orléans, Tours, Poitiers, Bordeaux et Pau ; revenant par Pau, Tarbes, Périgueux, Limoges et Châteauroux*. Manuscrit en 2 tomes, 470 pp. + 530 ill.
- JOANNE, A.L. 1858. – *Itinéraire descriptif et historique des Pyrénées de l'océan à la Méditerranée*. Typographie de Ch. Lahure et Cie, Paris, 683 pp.
- MARQUEHOSSE, P. 1948. – Végétation des environs de Bagnères-de-Bigorre entre 400 et 1 400 mètres. *Le Monde des plantes*, 250-251 : 10-12.
- PHILIPPE (CAMUS, P. dit). 1859. – *Flore des Pyrénées*. Plassot, Bagnères-de-Bigorre, 2 vol., 605 & 505 pp.
- SEGARRA-MORAGUES, J.G., L. VILLAR, J. LÓPEZ, E. PÉREZ-COLLAZOS, J. LÓPEZ, E. PÉREZ-COLLAZOS & P. CATALÁN. 2007. – A new Pyrenean hybrid *Cirsium* (Asteraceae) as revealed by morphological and molecular analyses. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 154: 421-434.
- VILLAR, L. & J.L. BENITO ALONSO. 2003. – *Cirsio rufescens-Aconitum pyrenaicae* (Adenostylion), nouvelle association du Parc national des Pyrénées (France). *Acta Botanica Barcinonensia*, 49 : 245-259.
- VIVANT, J. 1964. – Localités nouvelles du *Cirsium carniolicum* Scop. ssp. *rufescens* Ram. dans les Basses-Pyrénées. *Bulletin de la Société botanique de France*, 111 : 367-368.
- ZETTERSTEDT, J.E. 1857. – *Plantes vasculaires des Pyrénées principales*. Typographie de Boehm, Montpellier, 330 pp.

La Laïche des Hartman (*Carex hartmaniorum* A. Cajander) taxon nouveau pour la chaîne pyrénéenne

Mario Kleszczewski

*Conservatoire d'espaces naturels d'Occitanie, Immeuble Le Thèbes, 26, allée de Mycènes, F-34000 Montpellier ;
E-mail : mario.kleszczewski@cen-occitanie.org*

RÉSUMÉ

En 2011, la Laïche des Hartman (*Carex hartmaniorum* A. Cajander) a été découverte dans le département des Pyrénées-Orientales. Il s'agit de la première mention de ce taxon pour l'ensemble de la chaîne pyrénéenne et le sud-ouest de l'Europe. Les stations inventoriées sont décrites sur la base de relevés phytosociologiques dont le rattachement à des syntaxons connus est discuté. Un aperçu est donné sur l'ensemble des données synécologiques des communautés végétales connues pour accueillir ce taxon en Europe.

Mots-clés : Laïche de Hartman, *Carex hartmaniorum*, bas-marais, Pyrénées-Orientales

ABSTRACT

Hartman's sedge (*Carex hartmaniorum* A. Cajander) discovered in the Pyrenees

In 2011, Hartman's edge (*Carex hartmaniorum* A. Cajander) was discovered in the Pyrénées-Orientales department. This is the first mention of this taxon for the entire Pyrenean chain and south-western Europe. The inventoried stations are described on the basis of phytosociological surveys and their linkage to known syntaxons is discussed. An overview is given of all the synecological data for the taxon known in Europe.

Key words : Hartman's sedge, *Carex hartmaniorum*, sedge-fen vegetation, Eastern Pyrenees.

RESUMEN

La cárice de Hartman (*Carex hartmaniorum* A. Cajander), un taxón nuevo para la cadena pirenaica

En 2011, la cárice de Hartman (*Carex hartmaniorum* A. Cajander) fue descubierta en el departamento de Pirineos Orientales (Pyrénées-Orientales). Se trata de la primera cita de este taxón para el conjunto de la cadena pirenaica y el Suroeste de Europa. Se describen las localidades halladas por medio de inventarios fitosociológicos y se discute su asignación a sintaxones conocidos. Se aporta una panorámica general sobre el conjunto de datos sinecológicos del taxón conocidos en Europa.

Palabras clave : cárice de Hartman, *Carex hartmaniorum*, turberas bajas, Pirineos Orientales.

Référentiel taxonomique : Genre *Carex* : *World checklist of Cyperaceae* (GOVAERTS *et al.*, 2021) ; Autres genres : *TAXREF v.14.0*, Muséum national d'Histoire naturelle (2003-2021).

Préambule nomenclatural : Lors de la description de « *Carex Hartmani* » en 1935, A. Cajander a dédié le taxon à deux botanistes suédois, Carl-Johan Hartman (1790-1849) et son fils Carl Hartman (1824-1884). De ce fait, BUTTLER (2017) et KOOPMAN (2018) ont signalé que l'épithète spécifique

doit être modifié au pluriel suivant le Code international de nomenclature botanique (article 60.12 du Code de Melbourne, McNEILL *et al.* 2012 ; article 60.8 du Code de Shenzhen, TURLAND *et al.* 2018). Depuis, le nom reconnu par le référentiel international pour les Cypéracées (GOVAERTS *et al.* 2021) est le suivant : *Carex hartmaniorum* A. Cajander. Il devrait être corrigé dans le référentiel de la flore de France¹.

Par conséquent, il serait logique d'adapter le nom

[1] Cette question a fait l'objet d'échanges en juin-juillet 2020 à l'initiative de Christophe Girod dans le forum en ligne de Tela botanica sur le Référentiel des trachéophytes de France métropolitaine et d'Europe [ISFF].

vernaculaire également, le taxon pourrait par exemple être nommé « Laïche des Hartman ».

I. Introduction

Attiré fin mai 2011 par un faciès de floraison d'orchidées indiquant une combe humide au sein d'un complexe prairial mésophile (commune de Bolquère, Pyrénées-Orientales, France), l'auteur a été intrigué par une population très fournie de *Carex* hétérostachyées : les épis terminaux, d'habitude entièrement mâles dans ce groupe de laïches, comportaient une partie femelle évidente.

Le groupe des laïches hétérostachyées avec épi terminal bisexué comprend en France deux taxons, la Laïche de Buxbaum (*Carex buxbaumii* Wahlenb) et la Laïche des Hartman (*Carex hartmaniorum* A. Cajander). Les deux taxons sont réputés très rares en France. Ils figuraient dans le tome 1 des espèces prioritaires du Livre rouge de la flore menacée de France (OLIVIER *et al.* 1995) et sont tous les deux en catégorie NT (quasi-menacé) dans la Liste rouge des espèces menacées en France, chapitre Flore vasculaire de France métropolitaine (UICN France *et al.* 2018). Parmi ces deux taxons, seule la Laïche de Buxbaum, qui bénéficie par ailleurs d'un statut de protection en France métropolitaine (arrêté ministériel du 20 janvier 1982 modifié), était connue dans la chaîne des Pyrénées (SULMONT & DUHAMEL 2002).

Après étude détaillée des critères de détermination à l'aide d'ouvrages spécialisés comprenant les deux taxons potentiels, il s'est avéré que la plante des Pyrénées-Orientales correspondait à la Laïche des Hartman (*Carex hartmaniorum* A. Cajander), taxon inédit pour la chaîne pyrénéenne.

Les critères distinctifs ont été étudiés par de nombreux auteurs (CAJANDER 1935, PAUL 1941, KOCH 1943, ENGEL 1953, BOURNÉRIAS 1971, LIEPELT & SUCK 1992, GUGLIEMMETTO MUGION & RIVELLA 1995, DUHAMEL 1998, KIFFE 1998, KÄSERMANN 1999, RICHARD 2001, GALTIER & GUILLERM 2011, PORTAL & TORT 2013), les plus fiables étant la forme des épis femelles, cylindrique pour *C. hartmaniorum*, et arrondie/en massue chez *C. buxbaumii*, et la bractée plus courte que l'inflorescence chez *C. hartmaniorum*. Signalons toutefois que l'épi terminal s'est parfois avéré variable dans les stations détectées, avec une partie femelle toujours présente, surpassée ou non par des fleurs mâles.

De par son port rhizomateux, son feuillage glauque et ses épis noirâtres, la Laïche des Hartman ressemble de loin à la Laïche noire (*Carex nigra*), espèce très répandue et souvent associée, aux exigences écologiques proches. Un examen plus détaillé permet une distinction sans ambiguïté : l'épi terminal de *Carex hartmaniorum* comporte des écailles à fleurs femelles devenant des utricules, et le nombre de stigmates est de trois (deux chez *C. nigra*). Toutefois, aussi bien la Laïche des Hartman que celle de Buxbaum sont généralement plus vigoureuses que la Laïche noire et atteignent une hauteur de 50 à 70 cm. Nos observations à ce sujet contredisent en partie la description proposée par *Flora Gallica* (TISON & DE FOUCAULT (coords.) 2014 : 120). Ces auteurs décrivent la Laïche des Hartman comme taxon discret, croissant en colonies clairsemées, constituées de plantes relativement petites et rapidement dépassées par la végétation compagne.

La plupart des populations des Pyrénées-Orientales sont constituées de colonies denses et vigoureuses, dont l'aspect de pleine floraison est dominé par la Laïche des Hartman (Fig. 1).



Fig. 1. Habitat de *Carex hartmaniorum* dans les Pyrénées-Orientales (fin mai 2011). Les inflorescences noirâtres de la Laïche des HARTMAN sont très apparentes. © M. Kleszczewski

Reste à signaler que la grande majorité des référentiels européens adopte la vision de Cajander pour considérer *Carex buxbaumii* et *Carex hartmaniorum* comme deux espèces distinctes (*Flora Europaea*, CHATER 1980 ; *Livre rouge de la Flore menacée de France*, OLIVIER *et al.* 1995 ; *Flora alpina*, AESCHIMANN *et al.* 2004 ; *Carex Europaea*, KOOPMAN 2011 ; *Flora Gallica*, TISON & DE FOUCAULT (coords.) 2014 ; GBIF Secretariat 2019 ; MNHN 2003-2021).

Par ailleurs, ce traitement a récemment été corroboré par des études très détaillées aussi bien macro et micromorphologiques (WIĘCŁAW *et al.* 2016) que moléculaires (GEBAUER *et al.* 2015). Il est à souligner que la proposition de l'inclusion du taxon « Hartmanii » comme sous-espèce à *Carex buxbaumii* Wahlenb. (*sub C. polygama* Schkuhr) a été formulée par DOMIN (1935) sous forme d'une simple énumération, sans commentaire ni argument.

Parmi les flores récentes, seule la *Flore de la France méditerranéenne continentale* (TISON *et al.* 2014 : 382) mentionne sans précision ni citation des « caractères indiqués difficiles à apprécier sur le terrain » pour regrouper les deux taxons sous forme de sous-espèces de *Carex buxbaumii*. Cette vision est d'un côté non concordante avec *Flora Gallica*, le second ouvrage du même auteur principal, et de l'autre étonnante dans la mesure où notamment le critère de la forme des épis paraît séparer les deux taxons de manière claire et récurrente.

II. Chorologie

Le groupe *Carex buxbaumii/hartmaniorum* possède une aire de répartition circumboréale, allant de l'Europe moyenne jusqu'en Sibérie, et des montagnes alpines et des Balkans jusqu'en Scandinavie (HULTÉN 1958, MEUSEL *in* SULMONT & DUHAMEL 2002, GBIF Secretariat 2019). Les deux taxons du groupe atteignent en France leur limite d'aire occidentale,



Fig. 2. Aspect des inflorescences fructifiées de *Carex hartmaniorum* (Pyrénées-Orientales, fin mai 2011). © M. Kleszczewski



Fig. 3. Floraison de *Carex hartmaniorum* (printemps 2012). À ce stade, les parties mâle et femelle de l'épi terminal sont faciles à distinguer. © M. Kleszczewski

avec des stations historiquement connues surtout dans la partie est du pays. Vraisemblablement, le fait que le groupe *buxbaumii/hartmaniorum* ne figure pas dans les ouvrages floristiques utilisés dans les Pyrénées (BOLÓS & VIGO 2001, SAULE 2002²) et la péninsule ibérique (LUCENO *et al.* 2008), a contribué à leur découverte tardive dans ce massif. Ainsi, la première station de *Carex buxbaumii* n'a été découverte que récemment dans les Pyrénées (SULMONT & DUHAMEL 2002), dans un secteur pourtant connu des botanistes et régulièrement prospecté.

Nous avons actualisé la carte de répartition de *Carex hartmaniorum* proposée par OLIVIER *et al.* 1995 pour la France, en intégrant outre notre donnée des Pyrénées-Orientales celles des publications récentes (RICHARD 2001, GALTIER & GUILLERME 2011, NOBLE & DIADEMA 2011, PORTAL & TORT 2013, KLESZCZEWSKI *et al.* 2019, BOUTELOUP *et al.* 2019, POUVARET 2020, « Données de la flore d'Alsace » *in* MNHN, 2003–2021) (Fig. 4).

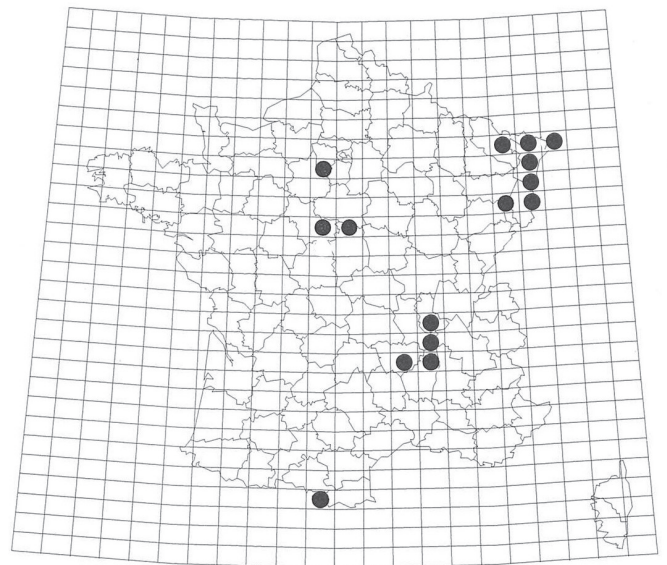


Fig. 4. Répartition actualisée de *Carex hartmaniorum* en France.

L'aire de répartition de la Laïche des Hartman en France se décompose, d'après les connaissances actuelles, en cinq secteurs bien distincts :

1. Nord-Est : Alsace/Lorraine
2. Centre : Sologne/Rambouillet/Brenne
3. Massif central : Ardèche, Cantal, Haute-Loire, Loire
4. Pyrénées-Orientales, Ariège
5. Alpes-Maritimes

Au vu du nombre de stations inédites découvertes au cours des deux dernières décennies, il paraît probable que certaines lacunes de cette aire morcelée soient comblées dans les années à venir.

Cette aire morcelée évoque celle d'un autre *Carex* de bas-marais à répartition continentale qui possède d'ailleurs également une population très éloignée de son aire principale

[2] *Carex buxbaumii* a été néanmoins ajouté dans la nouvelle édition revue et augmentée de cet ouvrage (SAULE 2018).

dans les Pyrénées-Orientales, la Laïche en touffes (*Carex cespitosa*).

Ensuite, la Fig. 5 illustre la répartition de *Carex hartmaniorum* connue à travers le « Système Mondial d'Information sur la Biodiversité » (GBIF Secretariat 2019). Les stations des Pyrénées-Orientales (voir aussi BOUTELOUP 2016) constituent l'extrême limite occidentale de l'aire de répartition du taxon.

III. Relevés phytosociologiques dans les Pyrénées-Orientales

Suite à la découverte du taxon en 2011, et dans l'objectif de confortation des données, une journée de prospection aux alentours de la station déjà identifiée a été réalisée par le Conservatoire d'espaces naturels d'Occitanie (CEN Occitanie), avec le soutien de Romain Bouteloup, botaniste à l'antenne Aude et Pyrénées-Orientales de cette structure. Lors de cette journée, nous avons pu mettre en évidence non seulement un certain nombre de populations aux alentours de la première parcelle détectée auparavant, mais aussi d'autres stations dans un secteur plus éloigné sur la même commune (Bolquère). Les deux secteurs avec présence de *Carex hartmaniorum* couvrent chacun une superficie d'environ 10 hectares. Nous y avons effectué cinq relevés phytosociologiques, dans l'objectif de donner un premier aperçu du contexte synécologique dans lequel l'espèce s'intègre dans ses stations les plus occidentales. Le tableau 1 synthétise les cinq relevés réalisés (espèces présentes dans au moins deux relevés). Les espèces sont triées en fonction de la classe phytosociologique dont elles sont considérées caractéristiques (d'après JULVE 1998a ff. légèrement modifié). Les cortèges s'avèrent constituer un mélange attribué à sept classes de végétation différentes, avec

toutefois une nette majorité d'espèces considérées comme caractéristiques des *Scheuchzerio palustris* – *Caricetea nigrae* (Nordhagen 1936) Tüxen 1937 em. Julve 1999 (hémicryptophytaies des tourbières holarctiques).

Les relevés réunis ici sont relativement hétérogènes et peuvent être attribués à deux types de végétation distincts : les relevés 1 & 2 correspondent à des nardaies humides, les relevés 3 à 5 à des tourbières basses à *Eriophorum angustifolium* et *Carex rostrata*. Une analyse phytosociologique détaillée nécessiterait des relevés plus nombreux et réalisés de façon stratifiée sur l'ensemble des stations pyrénéennes.

IV. *Carex hartmaniorum* en Europe

Il nous a ensuite paru intéressant d'élargir notre approche et d'étudier le comportement de *Carex hartmaniorum* à l'échelle du continent, et ce d'autant plus qu'à notre connaissance une telle synthèse n'a pas encore été tentée. La synthèse récente des bas-marais acides d'Europe occidentale par THÉBAUD *et al.* 2012 par exemple ne mentionne pas l'espèce.

Pour ce faire, nous avons résumé sous forme de tableau synthétique (tableaux 2a, 2b, 2c, 2d, 2e) l'ensemble des tableaux publiés contenant des relevés avec *Carex hartmaniorum* SEBALD (1966). Quatre relevés du Bade-Wurtemberg (Allemagne du Sud-Ouest).

LIEPELT & SUCK (1992) : neuf relevés d'Allemagne du Sud-Est. GUGLIOMETTO MUGION & RIVELLA (1995) : six relevés du Piémont (Italie du Nord-Ouest).

DIERSSEN (1996 page 701), tableau 101, colonne 1) : 38 relevés de Scandinavie.

BODIN (1998 page 98), relevés avec présence de *Carex hartmaniorum*) : 18 relevés de Sologne.

RICHARD (2001) : 50 relevés d'Alsace.

DE RONDE & SYKORA (2009 tableau 1, page 38, colonne 5) : 57

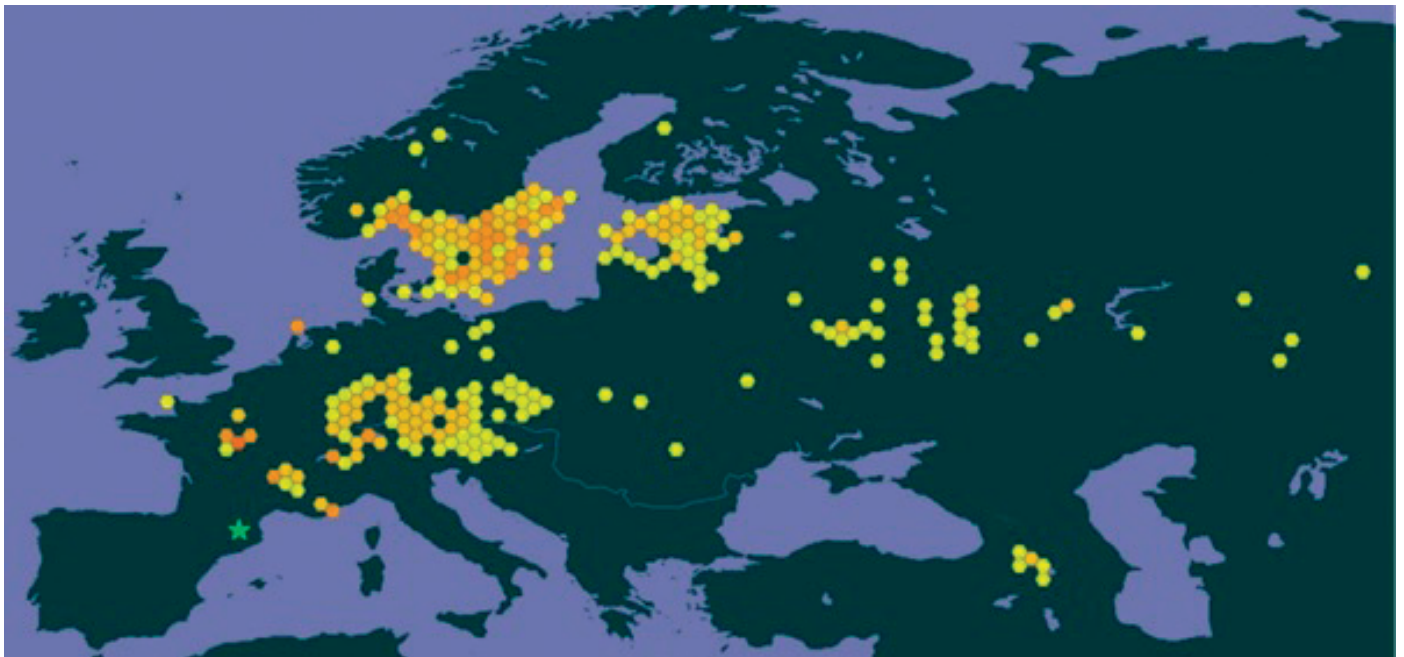


Fig. 5. Répartition mondiale de *Carex hartmaniorum* (GBIF Secretariat, 2019), modifié. L'étoile représente les stations des Pyrénées-Orientales, non encore répertoriées dans la base. La nuance orangée des polygones indique un nombre croissant de données connues dans la zone géographique correspondante.

relevé N°	1	2	3	4	5	
date	28/05/11	16/06/13	16/06/13	16/06/13	16/06/13	
releveur(s)	MK	MK & RB	MK & RB	MK & RB	MK & RB	
altitude [m/NN]	1600	1630	1630	1620	1620	
taille relevé [m2]	25	25	25	25	24	
inclinaison [°]	3	2	/	/	1	
exposition	S	SSW	/	/	NE	
rec. strate herbacée [%]	90	95	70	90	95	
rec. strate cryptogames [%]	1	< 1	30	10	10	
rec. litière [%]	40	/	40	20	10	
rec. sol nu [%]	1	5	1	5	1	
Hauteur strate herbacée [cm]	40	30	60	60	60	
Nombre d'espèces pl. vasc.	18	23	23	22	16	
						Fréquence [%]
<i>Carex hartmaniorum</i>	1	1	1	3	3	100
Scheuchzeria palustris - Caricetea nigrae (Nordhagen 1936) Tüxen 1937 em. Julve 1999						
<i>Scorzonera humilis</i>	1	1	+	1	+	100
<i>Dactylorhiza majalis</i>	2	1	1	1	.	80
<i>Juncus acutiflorus</i>	.	2	2	1	1	80
<i>Carum verticillatum</i>	.	1	.	+	2	60
<i>Epikeros pyrenaicus</i>	1	.	+	1	.	60
<i>Eriophorum angustifolium</i>	.	.	1	1	2	60
<i>Gentiana pyrenaica</i>	1	.	1	.	+	60
<i>Serratula tinctoria</i>	+	+	+	.	.	60
<i>Succisa pratensis</i>	.	1	1	.	1	60
<i>Valeriana dioica</i>	.	.	1	1	2	60
<i>Veronica scutellata</i>	.	r	.	1	1	60
<i>Achillea ptarmica</i> subsp. <i>pyrenaica</i>	.	1	.	.	+	40
<i>Carex nigra</i>	.	1	.	.	1	40
<i>Carex panicea</i>	2	.	.	.	1	40
<i>Carex rostrata</i>	.	.	3	2	.	40
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	+	.	1	40
<i>Molinia caerulea</i>	.	.	.	1	1	40
<i>Sanguisorba officinalis</i>	.	1	.	1	.	40
<i>Trichophorum cespitosum</i>	.	1	+	.	.	40
Agrostio stoloniferae - Arrhenatheretea elatioris subsp. elatioris (Tüxen 1937 em. 1970) de Foucault 1984						
<i>Narcissus poeticus</i>	1	1	.	+	.	60
<i>Ranunculus acris</i>	1	1	+	.	.	60
<i>Holcus lanatus</i>	.	1	.	+	.	40
<i>Trifolium pratense</i>	1	.	r	.	.	40
Nardetea strictae Rivas Goday & Borja-Carbonell 1961 em. de Foucault 1994						
<i>Luzula multiflora</i>	1	+	+	+	.	80
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2	2	.	.	.	40
<i>Nardus stricta</i>	2	2	.	.	.	40
Filipendulo ulmariae - Convolvuletea sepium (Preisling apud Hülbusch 1973) Géhu & Géhu-Franck 1987						
<i>Bistorta officinalis</i>	1	.	.	1	.	40
<i>Veratrum album</i>	.	.	1	+	.	40
Montio fontanae - Cardaminea amarae Braun-Blanquet & Tüxen 1943						
<i>Caltha palustris</i>	.	1	+	1	1	80
Calluno vulgaris - Ulicetea minoris Braun-Blanquet & Tüxen 1943						
<i>Genista anglica</i>	.	.	1	+	+	60
Calluno vulgaris - Vaccinietea myrtilli (Braun-Blanquet, Sissingh & Vlieger 1939) de Foucault 1990						
<i>Genista tinctoria</i>	+	.	+	+	.	60
Compagnes						
<i>Cardamine pratensis</i>	.	+	+	1	.	60
<i>Lathyrus pratensis</i>	.	+	+	1	.	60
<i>Alchemilla</i> sp.	1	.	+	.	.	40
<i>Prunella grandiflora</i>	+	+	.	.	.	40
<i>Taraxacum</i> sp.	1	+	.	.	.	40

Tableau 1. Relevés phytosociologiques réalisés dans les Pyrénées-Orientales en 2011 et 2013.

relevés de l'île de Terschelling (mer des Wadden, Pays-Bas). GALTIER & GUILLERME (2011) : quatre relevés de Rhône-Alpes Tableau 1 du présent travail : cinq relevés des Pyrénées-Orientales.

Par contre, nous n'avons pas retenu les publications avec relevés uniques ou incomplets et donc insuffisamment représentatifs (ENGEL 1953, BODIN & RENAUD 2006, LEUTE & FRANZ 2007, VUITTON 2012).

Nous avons trié ce tableau synthétique dans l'objectif de mettre en évidence aussi bien les espèces différentielles pour une

ou plusieurs régions que le cortège commun à l'ensemble des secteurs étudiés. Ce « socle commun » figure en haut du tableau 2a et ne comprend que cinq espèces, toutes très fréquentes en zones humides de type bas-marais et leurs transitions vers des groupements plus eutrophiles tels que les prairies temporairement inondées. Ensuite, sont listés les groupes d'espèces qui sont différentielles d'une ou plusieurs régions.

Les groupes différentiels aux espèces les plus nombreuses et à fréquences supérieures à 50 % indiquent des contextes biogéographiques particuliers. C'est notamment le cas des

Fréquences d'après Braun-Blanquet [I à V] ou en [%]

Auteur(s)	Dierssen	Sebald	Liepelt & Suck	Kleszczewski 2013	Galtier & Guillerme	Bodin	Richard	Guglielmetto Mugion & Rivella	de Ronde & Sykora
Année	1996	1966	1992	2009	2011	1998	2001	1995	2009
Région	Scandinavie	Bade-Wurttemberg (Allemagne S-W)	Franken (Allemagne S-E)	Pyrénées-Orientales	Rhône-Alpes	Sologne	Lorraine	Piémont (Italie N-W)	Terschelling (Pays-Bas, Mer des Wadden)
Altitudes	?	450-500	410-640	1600-1630	350-400	< 150	200-300	310-650	< 50
Nombre relevés	38	4	9	5	(4)	18	50	6	57
<i>Carex hartmaniorum</i>	V	100	100	100	100	100	98	100	65
Compagnes fréquentes (toutes régions)									
<i>Carex panicea</i>	V	100	77	20	100	78	19(pp)	67	19
<i>Carex flacca</i>	V	50	.	20	75	.	19 (pp)	.	26
<i>Carex nigra</i>	II	100	77	40	75	.	.	.	30
<i>Cirsium palustre</i>	V	100	22	20	50	.	9	.	18
<i>Galium palustre</i>	II	.	.	20	100	5	.	67	51
Diff. Scandinavie									
<i>Equisetum arvense</i>	V	.	22
<i>Juncus articulatus</i>	V
<i>Agrostis gigantea</i>	IV
Diff. Bade-Wurttemberg									
<i>Carex flava</i> s. str.	.	100
<i>Carex hostiana</i>	II	100	.	.	.	11	7	.	.
<i>Carex pulicaris</i>	.	75
<i>Colchicum autumnale</i>	.	100	22	.	25
<i>Dactylorhiza maculata</i>	.	75
<i>Primula elatior</i>	.	50
Diff. Scandinavie, Allemagne & Pyrénées-Orientales									
<i>Angelica sylvestris</i>	IV	.	33	20	.	.	3	.	.
<i>Caltha palustris</i>	V	25	44	80	.	.	3	.	.
<i>Crepis paludosa</i>	IV	50	33
<i>Eriophorum angustifolium</i>	IV	.	11	60
<i>Geum rivale</i>	III	25	22
Diff. Allemagne & Pyrénées-Orientales									
<i>Alchemilla</i> sp.	.	25	22	40
<i>Briza media</i>	.	25	44	20
<i>Carex umbrosa</i> gr.	.	50	.	20
<i>Luzula multiflora</i>	.	50	22	80
<i>Bistorta officinalis</i>	.	25	33	40
<i>Valeriana dioica</i>	.	75	44	60	.	5	.	.	.

Tableau 2a : Synthèse des relevés avec *Carex hartmaniorum* connus en Europe.

Pyrénées-Orientales, de Rhône-Alpes, et de Terschelling, zones dont l'éloignement géographique et les différences d'altitude sont extrêmes. L'altitude des stations dans les Pyrénées-Orientales est d'ailleurs la plus importante connue à travers l'Europe, ces stations étant les seules à franchir les 700 m, et de loin puisqu'elles se trouvent autour de 1 600 m ! Malgré ces différences formellement très significatives, les cortèges floristiques ont bon nombre de taxons en commun, les conditions stationnelles sont par conséquent très comparables voire équivalentes.

D'autres gradients sont observables à travers ce tableau synthétique, dont celui de l'alimentation en bases du substrat géologique. Notamment, les cortèges observés dans les régions du Bade-Wurtemberg et d'Alsace, avec *Carex flava*, *C. hostiana* et *Juncus subnodulosus* s'insèrent dans des contextes de bas-marais basophiles (*Molinio-Caricetalia davallianae*). L'occurrence de la Laïche des Hartman dans des bas-marais de stations non seulement faiblement acides mais aussi calcicoles avait déjà été décrite par BOURNÉRIAS (1971) de la forêt de Rambouillet.

Diff. Allemagne, P-O & Rhône-Alpes									
<i>Carex disticha</i>	.	.	25	44	.	75	.	.	.
<i>Dactylorhiza majalis</i>	.	.	25	22	80	75	.	2	.
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	100	77	.	100	.	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	50	66	40	100	5	.	7
Diff. Franken									
<i>Anemone nemorosa</i>	.	.	22
<i>Epilobium palustre</i>	.	.	22
<i>Cirsium oleraceum</i>	.	.	44
<i>Mentha arvensis</i>	.	.	22
<i>Pedicularis sylvatica</i>	.	.	33
Diff. Pyrénées-Orientales									
<i>Carex rostrata</i>	.	.	.	40
<i>Epikeros pyrenaicus</i>	.	.	.	60
<i>Genista anglica</i>	.	.	.	60
<i>Gentiana pyrenaica</i>	.	.	.	60
<i>Narcissus poeticus</i>	.	.	.	60
<i>Prunella grandiflora</i>	.	.	.	40
<i>Taraxacum sp.</i>	.	.	.	40
<i>Trichophorum cespitosum</i>	.	.	.	40
<i>Veratrum album</i>	.	.	.	40
<i>Veronica scutellata</i>	.	.	.	60
Diff. Franken									
<i>Cynosurus cristatus</i>	.	.	22	20	50
<i>Nardus stricta</i>	.	.	33	40	50
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	44	40	75
Diff. Pyrénées-Orientales & Rhône-Alpes									
<i>Alopecurus pratensis</i>	.	.	.	20	50
<i>Rhinanthus cf. minor</i>	.	.	.	20	50
<i>Luzula campestris</i>	.	.	.	20	75
<i>Juncus effusus</i>	.	.	.	20	50
<i>Saxifraga granulata</i>	.	.	.	20	75
Diff. Rhône-Alpes									
<i>Ajuga reptans</i>	.	.	22	.	100	17	.	.	.
<i>Anacamptis laxiflora</i>	50
<i>Anacamptis morio</i>	75
<i>Armeria arenaria</i>	75
<i>Bromus racemosus</i>	50
<i>Carex pilulifera</i>	.	.	11	.	50
<i>Lysimachia nemorum</i>	75
<i>Neotinea ustulata</i>	50
<i>Oenanthe peucedanifolia</i>	100
<i>Orobanche rapum-genistae</i>	50
<i>Peucedanum officinale</i>	75
<i>Polygala vulgaris</i>	50
<i>Rorippa pyrenaica</i>	50

Tableau 2b : Synthèse des relevés avec *Carex hartmaniorum* connus en Europe.

D'autres groupes différentiels reflètent l'influence du climat océanique dans les stations occidentales, et plus particulièrement le cortège des hémicryptophytaies des tourbières basses acidophiles (*Juncion acutiflori*), avec *Carum verticillatum*, *Juncus acutiflorus* et *Scorzonera humilis*. Force est donc de constater qu'en Europe, la Laîche des Hartman ne peut être considérée comme caractéristique d'un syntaxon particulier.

Les cortèges constatés relèvent des syntaxons de rangs supérieurs suivants, par ordre d'importance (d'après JULVE 1998b ff.) :

Classe : *Scheuchzerio palustris* – *Caricetea nigrae* (Nordhagen 1936) Tüxen 1937 em. Julve 1999 (hémicryptophytaies des tourbières holarctiques).

Ordre : *Juncus acutiflori* – *Caricetalia nigrae* subsp. *nigrae* (P. Duvigneaud 1949) Julve 1983 (hémicryptophytaies des tourbières médioeuropéennes à boréo-subalpines, acidophiles).

Ordre : *Molinio caeruleae* subsp. *caeruleae* – *Caricetalia davalliana* Julve 1983 em. De Foucault 1984 (tourbières basses médioeuropéennes à boréo-subalpines, basophiles).
Classe : *Filipendulo ulmariae* – *Convolvuletea sepium* (Preising apud Hülbusch 1973) Géhu & Géhu-Franck 1987 (mégaphorbaies hygrophiles, planitiaies-collinéennes à montagnardes).

Ordre : *Lythro salicariae* – *Filipenduletalia ulmariae* (Passarge 1988) Julve & Gillet 1994 (mégaphorbaies planitiaies-collinéennes, mésoeutrophiles).

Classe : *Agrostio stoloniferae* – *Arrhenatheretea elatioris* subsp. *elatioris* (Tüxen 1937 em. 1970) De Foucault 1984 (prairies européennes secondaires).

Ordre : *Agrostietalia stoloniferae* var. *stoloniferae* Oberdorfer, Görs, Korneck, Lohmeyer, Müller, Philippi & Seibert 1967 em. De Foucault 1984 (prairies hygrophiles, courtement inondables, niveau topographique moyen, européennes).

Diff. Rhône-Alpes, Sologne, Lorraine, Piémont & Terschelling									
<i>Lysimachia vulgaris</i>	25	17	31	83	.
<i>Lythrum salicaria</i>	25	.	30	100	26
<i>Mentha aquatica</i>	50	.	76	50	7
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	75	.	4	.	66
Diff. Allemagne, P-O, Rhône-Alpes & Sologne									
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	25	55	40	100	28	.	.	.
<i>Lotus pedunculatus</i>	.	75	66	20	75	17	.	.	.
<i>Plantago lanceolata</i>	.	.	44	20	100	11	.	.	.
<i>Rumex acetosa</i>	.	.	33	.	75	11	.	.	.
Diff. Allemagne, P-O, Rhône-Alpes, Piémont & Sologne									
<i>Juncus acutiflorus</i>	.	100	44	80	75	94	.	67	.
<i>Ranunculus acris</i>	.	25	66	60	75	33	.	17	.
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	22	20	75	22	.	17	.
<i>Sanguisorba officinalis</i>	.	25	33	40	50	22	.	17	.
Diff. P-O, Rhône-Alpes & Sologne									
<i>Scorzonera humilis</i>	.	.	.	100	100	67	.	.	.
<i>Leucanthemum vulgare</i>	.	.	.	20	50	5	.	.	.
<i>Cardamine pratensis</i>	.	.	.	60	100	22	.	.	.
<i>Carum verticillatum</i>	.	.	.	60	75	89	.	.	.
<i>Genista tinctoria</i>	.	.	.	60	50	11	.	.	.
Diff. Sologne									
<i>Cirsium dissectum</i>	100	.	.	.
Diff. Lorraine									
<i>Juncus subnodulosus</i>	100	.	.
Diff. Scandinavie, Allemagne & France									
<i>Achillea ptarmica</i> s.l.	IV	.	55	40	75	61	23	.	.
<i>Galium uliginosum</i>	IV	75	33	40	.	33	55	.	.
<i>Silene flos-cuculi</i>	IV	50	77	20	75
Diff. Scandinavie, Allemagne, France & Piémont									
<i>Filipendula ulmaria</i>	V	50	77	.	.	.	76	.	.
<i>Lathyrus pratensis</i>	III	.	55	60	100	.	.	17	.
<i>Molinia caerulea</i>	V	100	22	40	.	83	100	100	.
<i>Potentilla erecta</i>	III	50	55	20	25	55	16	33	.
<i>Succisa pratensis</i>	IV	25	44	60	.	44	.	33	.
Diff. Allemagne & Piémont									
<i>Juncus conglomeratus</i>	.	100	77	83	.
Diff. Piémont									
<i>Gratiola officinalis</i>	50	.
<i>Filipendula vulgaris</i>	33	.

Tableau 2c : Synthèse des relevés avec *Carex hartmaniorum* connus en Europe.

V. Perspectives

1. Prospections complémentaires

La présence de *Carex buxbaumii* et de *Carex hartmaniorum* dans les Pyrénées est désormais avérée, mais les stations actuellement connues restent ponctuelles. Il paraît probable que l'aire de présence réelle des deux taxons dans les Pyrénées soit plus étendue. Des prospections ciblées pourraient permettre de détecter des stations encore inconnues de ces deux espèces à enjeu patrimonial fort. Il serait d'ailleurs à terme particulièrement intéressant de réaliser une étude phytosociologique détaillée sur l'ensemble des stations de ces deux taxons à l'échelle de la chaîne pyrénéenne.

2. Protection réglementaire

Le statut ambigu de *Carex hartmaniorum* a déjà été mis en

évidence par BODIN 1998 : c'est en effet *Carex buxbaumii* qui figure sur la liste des plantes protégées de France, et malgré la citation du taxon *Carex hartmaniorum* dans l'inventaire des plantes protégées de France (DANTON & BAFFRAY 1995) au sein de la dite « espèce collective », cette approche n'est aujourd'hui plus valide. Le site de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel par exemple (MNHN, 2003–2021) ne mentionne plus que la protection de portée régionale en Alsace.

Au vu de la rareté de la Laïche des Hartman en France, et suivant la proposition de BODIN (1998), il nous semble important de lui conférer une protection réglementaire, et ce d'autant plus que les habitats dont elle dépend paraissent particulièrement menacés de destruction par l'intensification agricole, le drainage notamment.

Diff. Terschelling									
<i>Salix repens</i> gr.	.	.	11	20	.	.	.	17	100
<i>Calamagrostis epigejos</i>	100
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	17	.	.	88
<i>Carex arenaria</i>	37
<i>Phragmites australis</i>	16	.	65
<i>Potentilla anserina</i>	54
<i>Carex trinervis</i>	18
Compagnes									
<i>Achillea millefolium</i>	17	.
<i>Agrostis canina</i>	.	.	44	.	.	44	.	17	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	25	.	.	33	.
<i>Avenula pubescens</i>	.	.	22	20
<i>Bellis perennis</i>	.	.	22
<i>Calluna vulgaris</i>	.	.	.	20
<i>Calystegia sepium</i>	17	.
<i>Carex acutiformis</i>	25	.	.	33	.
<i>Carex caryophylla</i>	.	.	.	20
<i>Carex davalliana</i>	.	25
<i>Carex echinata</i>	.	.	22	20
<i>Carex hirta</i>	75	.	.	50	.
<i>Carex ovalis</i>	.	.	.	20
<i>Carex pallescens</i>	.	.	22	20	50	.	.	17	.
<i>Carex paniculata</i>	.	.	.	20
<i>Carex tomentosa</i>	17	.
<i>Carex vesicaria</i>	25	28	.	.	.
<i>Carex viridula</i>	.	.	.	20
<i>Centaurea nigra</i> gr.	.	.	.	20	50	.	.	17	.
<i>Cerastium fontanum</i>	.	.	33	20
<i>Convallaria majalis</i>	.	25
<i>Crepis mollis</i>	.	.	22	20
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	17	.
<i>Danthonia alpina</i>	17	.
<i>Danthonia decumbens</i>	.	25
<i>Deschampsia cespitosa</i>	II	25	.	20	.	.	.	67	.
<i>Drosera rotundifolia</i>	.	.	.	20
<i>Epipactis palustris</i>	17	.
<i>Equisetum palustre</i>	.	25	.	20	.	.	.	50	.
<i>Festuca rubra</i> gr.	II	100	55	20	44
<i>Galium boreale</i>	.	25
<i>Galium verum</i>	.	25	.	.	50	.	.	17	.

Tableau 2d : Synthèse des relevés avec *Carex hartmaniorum* connus en Europe.

REMERCIEMENTS

L'auteur tient à remercier les relecteurs dont les remarques ont permis d'améliorer le manuscrit de façon significative. Un grand merci aussi à Nicolas Guillaume, Pascale Richard, Iris de Ronde et Bruno Wallnöfer pour l'envoi d'articles, Romain Bouteloup (CEN Occitanie, Perpignan) pour son aide lors des prospections terrain et ses recherches bibliographiques, et Elodie Kleszczewski pour la relecture du manuscrit et son précieux appui cartographique.

BIBLIOGRAPHIE

AESCHIMANN, D., K. LAUBER, D.M. MOSER & J-P. THEURILLAT. 2004. – Flora alpina. Band 2 – Gentianaceae-Orchidaceae. Ed. Haupt,

Bern, Stuttgart, Wien. 1188 pp.

BODIN, C. 1998. – *Carex hartmanii* Cajander en Sologne. *Bulletin de la Société de Botanique du Centre-Ouest*, N.S., t. 29 : 95-100.

BODIN, C & C. RENAUD. 2006. – Découverte d'une nouvelle station de *Carex hartmanii* Cajander dans le Cher. *Symbioses*, 2006, n.s., 16 : 51-52.

BOLÓS, O. DE & J. VIGO. 2001. – *Flora dels Països Catalans*, IV, Monocotiledònies. Barcino, Barcelona, 749 pp.

BOURNÉRIAS, M. 1971. – *Carex hartmani* Cajander (= *Carex buxbaumi* Wahl) en forêt de Rambouillet (Yvelines). *Bulletin des Naturalistes parisiens*, 27 : 87-96.

BOUTELOUP, R. 2016. – Contribution à l'inventaire de la flore des Pyrénées-Orientales. *Mycologie et Botanique*, 31 : 39-43.

BOUTELOUP, R., C. BROUSSEAU, S. DÉJEAN, M. ENJALBAL,

Diff. Terschelling									
<i>Salix repens</i> gr.	.	.	11	20	.	.	.	17	100
<i>Calamagrostis epigejos</i>	100
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	17	.	.	88
<i>Carex arenaria</i>	37
<i>Phragmites australis</i>	16	.	65
<i>Potentilla anserina</i>	54
<i>Carex trinervis</i>	18
Compagnes									
<i>Achillea millefolium</i>	17	.
<i>Agrostis canina</i>	.	.	44	.	.	44	.	17	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	25	.	.	33	.
<i>Avena pubescens</i>	.	.	22	20
<i>Bellis perennis</i>	.	.	22
<i>Calluna vulgaris</i>	.	.	.	20
<i>Calystegia sepium</i>	17	.
<i>Carex acutiformis</i>	25	.	.	33	.
<i>Carex caryophyllea</i>	.	.	.	20
<i>Carex davalliana</i>	.	25
<i>Carex echinata</i>	.	.	22	20
<i>Carex hirta</i>	75	.	.	50	.
<i>Carex ovalis</i>	.	.	.	20
<i>Carex pallescens</i>	.	.	22	20	50	.	.	17	.
<i>Carex paniculata</i>	.	.	.	20
<i>Carex tomentosa</i>	17	.
<i>Carex vesicaria</i>	25	28	.	.	.
<i>Carex viridula</i>	.	.	.	20
<i>Centaurea nigra</i> gr.	.	.	.	20	50	.	.	17	.
<i>Cerastium fontanum</i>	.	.	33	20
<i>Convallaria majalis</i>	.	25
<i>Crepis mollis</i>	.	.	22	20
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	17	.
<i>Danthonia alpina</i>	17	.
<i>Danthonia decumbens</i>	.	25
<i>Deschampsia cespitosa</i>	II	25	.	20	.	.	.	67	.
<i>Drosera rotundifolia</i>	.	.	.	20
<i>Epipactis palustris</i>	17	.
<i>Equisetum palustre</i>	.	25	.	20	.	.	.	50	.
<i>Festuca rubra</i> gr.	II	100	55	20	44
<i>Galium boreale</i>	.	25
<i>Galium verum</i>	.	25	.	.	50	.	.	17	.

Tableau 2e : Synthèse des relevés avec *Carex hartmaniorum* connus en Europe.

- M. KLESCZEWSKI & D. MARC. 2019. – La flore vasculaire des sites gérés par les Conservatoires d'espaces naturels de la région Occitanie sur le versant français du massif des Pyrénées. – *Actes du XII^e Colloque International de Botanique Pyrénéo-Cantabrique, Girona, 3–5 juillet 2019*, 55-67.
- BUTTLER, K.P. 2017. – Zur Benennung einiger Sippen der Flora Deutschlands. – *Berichte der Botanischen Arbeitsgemeinschaft Südwestdeutschland*, 8 : 33–34.
- CAJANDER, A. 1935. – Über die fennoskandischen Formen der Kollektivart *Carex polygama* Schkuhr. *Annales Botanici Societatis Zoologicae-Botanicae Fennicae Vanamo. Helsinki.*, 5 : 1–117.
- CHATER, A.O. 1980. – *Carex*. In : Tutin T.G., Heywood V.H., Burges N.A., Moore D.M., Valentine D.H., Walters S.M. & Webb D.A. (eds). *Flora Europaea. Volume 5. Alismataceae to Orchidaceae (Monocotyledones)*. Cambridge University Press, 290-323.
- DANTON, P., & M. BAFFRAY. 1995. – *Inventaire des plantes protégées en France*. Nathan, Paris, 294 pp.
- DE RONDE, I., & K.V. SYKORA. 2009. – Kleine knotszegge (*Carex hartmanii* Caj.) op Terschelling zeventig jaar gevolgd : een syntaxonomische en synecologische analyse. *Stratiotes*, 38: 32-43.
- DIERSSEN, K. 1996. – *Vegetation Nordeuropas*. Ed. Ulmer, Stuttgart, 838 pp.
- DOMIN, K. 1935. – Plantarum Čechoslovakiae enumeratio, species vasculares indigenas et introductas exhibens. *Preslia*, 13-15 : 1-306.
- DUHAMEL, G. 1998. – *Flore et cartographie des Carex de France*, 2^e édition. Boubée, Paris, 296 pp.
- ENGEL, R. 1953. – Au sujet de *Carex Buxbaumii* Wahlenberg. *Monde des Plantes*, 293-297 : 15-16.
- FCBN 2021. – *Carex hartmanii* Cajander. Système d'Information national flore, fonge, végétation et habitats de la Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux (FCBN), http://siflore.fcbn.fr/?cd_ref=88561&r=metro. Consulté le 9/01/2021.
- GALTIER, J. & N. GUILLERME. 2011. – *Carex hartmanii* Cajander en région Rhône-Alpes. *Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon*, 80 (1-2) : 5-12.
- GBIF Secretariat. 2019. – *Carex hartmanii* Cajander. GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://www.gbif.org/species/2729452>. Consulté le 2021-01-08.
- GEBAUER, S., M. RÖSER & M.H. HOFFMANN. 2015. – Molecular Phylogeny of the Species-rich *Carex* sect. *Racemosae* (Cyperaceae) Based on Four Nuclear and Chloroplast Markers. *Systematic Botany* 40 (2): 433–447. DOI: 10.1600/036364415X688303
- GOVAERTS, R., P. JIMÉNEZ-MEJÍAS, J. KOOPMAN, D. SIMPSON, P. GOETGHEBEUR, K. WILSON, T.V. EGOVORA, J. BRUHL. Continuously updated. – *World checklist of Cyperaceae*. The Board of Trustees of the Royal Botanic Gardens, Kew. Now incorporated in the World Checklist of Selected Plant Families (WCSP). <https://wcp.science.kew.org/>. Consulté le 05/01/2021.
- GUGLIEMMETTO MUGION, L. & E. RIVELLA. 1995. – Prima segnalazione di *Carex hartmanii* Cajander (Cyperaceae) in Piemonte. *Allionia*, 33: 249-258.
- HULTÉN, E. 1958. – *The amphi-atlantic plants and their phytogeographical connections*. Kungl. Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar, 4^e ser., 7(1). Almqvist & Wiksell, Stockholm, 340 pp.
- JULVE, P. 1998a ff. – *Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France*. Version : “31/01/2014”. <http://perso.wanadoo.fr/philippe.julve/catminat.htm>
- JULVE, P. 1998b ff. – *Baseveg. Répertoire synonymique des groupements végétaux de France*. Version : “31/01/2014”. <http://perso.wanadoo.fr/philippe.julve/catminat.htm>
- KÄSERMANN, C. 1999. – *Carex hartmanii* Cajander - Laiche de Hartman - *Cyperaceae*. Fiches pratiques pour la conservation – Plantes à fleurs et fougères (situation octobre 1999). *OFEFP, CPS, CSRF, Pronatura [Suisse]*. http://www.infoflora.ch/assets/content/documents/fiches_pratiques_fr/care_hart_f.pdf
- KIFFE, K. 1998. – Die ehemalige und aktuelle Verbreitung von *Carex buxbaumii* Wahlenberg und *Carex hartmanii* Cajander in Hamburg und Schleswig-Holstein. *Tuexenia*, 18: 273-284.
- KLESCZEWSKI, M., F. PINET, S. GRESSETTE & C. VAN BEUSEKOM. 2019. – La Laïche de Hartman : actualité en Brenne et contexte européen. *Recherches naturalistes, N.S.*, 22-27.
- KOCH, W. 1943. – *Carex hartmani* A. Cajander, eine für die Schweizerflora neue boreale Seggenart. *Bericht der Schweizerischen Botanischen Gesellschaft*, 53: 457-460.
- KOOPMAN, J. 2011. – *Carex Europaea. The genus Carex L. (Cyperaceae) in Europe, 1*. Margraf Publishers, Weikersheim. 726 pp.
- KOOPMAN, J. 2018. – *Carex hartmaniorum* A. Cajander, de gecorrigeerde naam voor *Carex hartmanii* Cajander (Cyperaceae). *Gorteria – Dutch Botanical Archives* 40: 40-41.
- LEUTE, G.H. & W.R. FRANZ. 2007. – Über Neufunde der seltenen Punkt- und Hartman -Segge (*Carex punctata* Gaud. und *C. hartmanii* Caj.) und Vorkommen einiger Sumpfgesellschaften im Landschaftsschutzgebiet Siebenhügel-Lendspitz (Kärnten, Österreich). *Carinthia II (197/117)*: 329-340.
- LIEPELT, S. & R. SUCK. 1992. – Zur Verbreitung und Soziologie von *Carex hartmanii* Cajander in Franken. *Berichte Bayer Botanisch Gesthan*, 63: 109-116.
- LUCENO, M., S. CASTROVIEJO & P. JIMÉNEZ MEJÍAS (eds). 2008. – *Cyperaceae*. In : S. Castroviejo (ed.). *Flora Iberica. Vol. 18 – Cyperaceae-Pontederiaceae*, CSIC, Real Jardín Botánico, Madrid, pp. 3-x.
- MCNEILL, J., F.R. BARRIE, W.R. BUCK, V. DEMOULIN, W. GREUTER, D.L. HAWKSWORTH, P.S. HERENDEEN, S. KNAPP, K. MARHOLD, J. PRADO W.F. PRUD'HOMME VAN REINE, G.F. SMITH, J.H. WIERSEMA & N.J. TURLAND. 2012. – *International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants (Melbourne-Code)*, xxx + 208 pp.
- MNHN [Ed]. 2003-2021. – *Carex hartmanii* Cajander. *Inventaire national du Patrimoine naturel*. Muséum National d'Histoire Naturelle : https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/88561. Consulté le 7/01/2021.
- NOBLE, V. & K. DIADEMA. 2011. – *La flore des Alpes-Maritimes et de la Principauté de Monaco. Originalité et diversité*. Ed. Naturalia Turriers, 504 pp.
- OLIVIER, L., J.-P. GALLAND & H. MAURIN. 1995. – *Livre rouge de la flore menacée de France. Tome 1 : espèces prioritaires. Collection Patrimoines Naturels N° 20*. Institut d'écologie et de gestion de la biodiversité, Muséum National d'Histoire Naturelle, Service du patrimoine naturel, Conservatoire Botanique National de Porquerolles, Ministère de l'Environnement, Direction de la Nature et des Paysages, 486 pp + annexes.
- PAUL, H. 1941. – *Carex Hartmani* A. Cajander. *Berichte Bayer Botanisch Gesthan*, 25: 116-117.
- POISSON, J. 1874. – Rapport sur l'herborisation du Muséum d'Histoire Naturelle faite en Sologne les 31 mai, 1^{er} et 2 juin, sous la direction de M. Bureau, avec le concours de MM. Em. Martin et Franchet. *Bulletin de la Société botanique de France*, 21 : 216-223.
- PORTAL, R. & M. TORT. 2013. – *Carex d'Auvergne : morphologie,*

- diagnose, écologie, architecture*. Ed. Digitalis, Vals-près-le-Puy, 196 pp.
- POUVARET, S. 2020. – Découverte de *Carex hartmanii* pour le département du Cantal. <https://www.cbnmc.fr/actualites/165-decouverte-de-carex-hartmanii-pour-le-departement-du-cantal>
- RICHARD, P. 2001. – Un nouveau *Carex* pour la Lorraine : la Laïche de Hartman (*Carex hartmanii* Cajander). *Monde des Plantes.*, 471 : 16-17.
- SAULE, M. 2002. – *La grande flore illustrée des Pyrénées*. Ed. Milan, Toulouse, 730 pp.
- SAULE, M. 2018. – *Nouvelle flore illustrée des Pyrénées*. Ed. du Pin à crochets, Pau, 1380 pp.
- SEBALD, O. 1966. – *Carex hartmanii* Caj. und *Carex buxbaumii* Wahlenb. in Nordwürttemberg. *Jahreshefte Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg*, 121 : 210-217.
- SULMONT, E. & G. DUHAMEL. 2002. – Découverte de *Carex buxbaumii* Wahlenb. en vallée de Cauterets (Hautes-Pyrénées). *Monde des Plantes*, 474 : 27-28.
- THÉBAUD, G., C. ROUX, A. DELCOIGNE & G. PÉTEL. 2012. – Contribution à une révision des bas-marais acides d'Europe tempérée occidentale. *Phytocoenologia*, 42 (1) : 67-98.
- TISON, J.-M. & B. DE FOUCAULT (coords.). 2014. – *Flora Gallica – Flore de France*. – Biotope éditions, Méze, xx + 1196 pp.
- TISON, J.-M., P. JAUZEIN & H. MICHAUD. 2014. – *Flore de la France méditerranéenne continentale*. Naturalia Publications. Turrier, 2078 pp.
- TURLAND, N.J., J.H. WIERSEMA, F.R. BARRIE, W. GREUTER, D.L. HAWKSWORTH, P.S. HERENDEEN, S. KNAPP, W.- H. KUSBER, D.-Z. LI, K. MARHOLD, T.W. MAY, J. MCNEILL, A.M. MONRO, J. PRADO, M.J. PRICE & G.F. SMITH [eds]. 2018. – *International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants (Shenzhen Code) adopted by the Nineteenth International Botanical Congress Shenzhen, China, July 2017*. Regnum Vegetabile 159. Glashütten: Koeltz Botanical Books. DOI <https://doi.org/10.12705/Code.2018>
- UICN France, FCBN, AFB & MNHN. 2018. – *La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Flore vasculaire de France métropolitaine*. Paris, 32 pp.
- VUITTON, G. 2012. – Fiche ZNIEFF « Prairies humides du Riau Mabon ». <http://inpn.mnhn.fr/zone/znief/240008676>
- WIĘCŁAW, H., B. KURNICKI, M. BIHUN, B. BIAŁECKA J. & KOOPMAN. 2016. – *Carex* section *Racemosae* (Cyperaceae) in Europe: morphological diversity, taxonomy and phylogenetic relationships. *Botanical Journal of the Linnean Society*. DOI: 10.1111/boj.12490

Enclaves relevantes de flora vascular en los límites del Pirineo central y occidental

Daniel Gómez¹, Mikel Lorda² & José Luis Remón³

1. Instituto Pirenaico de Ecología. Avda. Nuestra Señora de la Victoria s/n, E-22700 Jaca. dgomez@ipe.csic.es
2. C.I. Agroforestal. Avda. Villava 55. E-31015 Pamplona/Iruña (Navarra). mlordalo@educacion.navarra.es
3. Consultoría Ambiental y Gestión de Pastos. Avda. Pío XIII, 6 bis-9^o izda. E-31008 Pamplona/Iruña (Navarra).
E-mail : jose Luis.remon@gmail.com

RESUMEN

La flora del Pirineo centro-occidental (Aragón y Navarra) consta de unos 2 800 taxones, de los que alrededor de 1800 se encuentran en el Pirineo navarro, y 2 700 en el Pirineo aragonés.

Las plantas del dominio atlántico parecen detener su avance sobre todo en las montañas pirenaicas del Ori y Lakora, y en las sierras prepirenaicas de Leire, Illón y Orba: *Leucanthemum gaudinii* subsp. *cantabricum*, *Daboecia cantabrica*, *Lythrum portula*, *Draba dedeana*, *Ulex europaeus*, *U. gallii*, *Simethis mattiazzii* y *Endressia castellana*, aunque algunas de ellas, como *U. europaeus*, progresan por la vertiente norte de los Pirineos hasta los alrededores de Foix.

Desde el otro extremo, un límite occidental infranqueable para muchas especies netamente pirenaicas, son las montañas del entorno del macizo de Larra, incluyendo algunas bearnesas, como el monte Anie, y los cordales aragoneses próximos, a las que cabe añadir algunos valles pirenaicos navarros contiguos (Irati-Salazar, p. ej.). Entre las plantas que detienen su avance, destacan: *Abies alba*, *Cirsium glabrum*, *Prenanthes purpurea*, *Cardamine pentaphyllos*, *Draba aizoides*, *Petrocallis pyrenaica*, *Kobresia myosuroides*, *Petasites paradoxus* y *Pinus uncinata*.

Palabras clave: Flora Pirineos, corología, límite de distribución.

Enclaves remarquables de la Flore vasculaire dans les limites centrale et occidentale des Pyrénées

RÉSUMÉ

La flore des Pyrénées espagnoles centro-occidentales (l'Aragon et la Navarre) comprend plus de 2 800 taxons et, parmi eux, environ 1 800 sont présents dans les Pyrénées de la Navarre et 2 700 dans la zone aragonaise.

Les plantes du domaine atlantique semblent limiter leur extension vers l'est particulièrement dans les montagnes d'Ori et Lakora et dans les montagnes pré-pyrénéennes de Leire, Illon et Orba : *Leucanthemum gaudinii* subsp. *cantabricum*, *Daboecia cantabrica*, *Lythrum portula*, *Draba dedeana*, *Ulex europaeus*, *U. gallii*, *Simethis mattiazzii* et *Endressia castellana* bien que certaines d'entre elles comme *U. europaeus*, atteignent par le versant nord des Pyrénées les environs de Foix.

Une limite ouest, clairement insurmontable pour de nombreuses espèces nettement pyrénéennes, est formée par les montagnes autour du massif de Larra, y compris des montagnes béarnaises, comme le pic d'Anie, et les sommets aragonais voisins. Il faut ajouter quelques vallées contiguës des Pyrénées de la Navarre (Irati-Salazar; par exemple.) : *Abies alba*, *Cirsium glabrum*, *Prenanthes purpurea*, *Cardamine pentaphyllos*, *Draba aizoides*, *Petrocallis pyrenaica*, *Kobresia myosuroides*, *Petasites paradoxus* et *Pinus uncinata*.

Mots-clés : Flore des Pyrénées, chorologie, limite de distribution.

Relevant localities of vascular flora in the boundaries of central and western Pyrenees

SUMMARY

Flora of central-western Pyrenees (Aragon and Navarra) consist of more than 2 800 taxons, 1 800 of which are found in the Pyrenees of Navarra, and 2 700 in the Pyrenees of Aragon.

The atlantic climate influence stops the spread of many atlantic plants to the East, mainly in the Pico de Ori and Lakora and in the Pre-Pyrenean Sierras of Leire, Illón and Orba: *Leucanthemum gaudinii* subsp. *cantabricum*, *Daboecia cantabrica*, *Lythrum portula*, *Draba dedeana*, *Ulex europaeus*, *U. gallii*, *Simethis mattiazzii* and *Endressia castellana*, although some of them, for example, *U. europaeus*, go beyond the East in the North side reaching the surroundings of Foix.

On the other hand, mountains surroundings Larra, including those of Bearn, such as mount Anie and some adjacent valleys (Irati-Salazar), make up an impassable limit for many plants characteristics of the Pyrenees: *Abies alba*, *Cirsium glabrum*, *Prenanthes purpurea*, *Cardamine pentaphyllos*, *Draba aizoides*, *Petrocallis pyrenaica*, *Kobresia myosuroides*, *Petasites paradoxus* and *Pinus uncinata*.

Key words: Pyrenean flore, chorology, distribution limits.

I. Introducción

La distribución de las plantas pirenaicas ha sido abordada por numerosos investigadores, destacando, en nuestro ámbito, los que han precisado los límites orientales de las especies atlánticas (DUPONT 1962, ROISIN 1969, VIGO 1981), y los trabajos de MONTERRAT (1953, 1974, 1975), VILLAR (1980), MONTERRAT & MONTERRAT (1984) y MONTERRAT (1984).

Las prospecciones detalladas de especies con gran interés de conservación y el almacenamiento de las citas florísticas en bases de datos, permiten ahora revisar las áreas de distribución e identificar y analizar los enclaves donde se acumulan esos límites. Las poblaciones situadas en los límites de distribución cobran especial relevancia en la gestión de la conservación y en el estudio de las consecuencias del cambio global sobre la diversidad vegetal y su distribución.

La flora del Pirineo centro-occidental (Aragón y Navarra) consta de unos 2800 taxones, de los que alrededor de 1800 (64% de la flora navarra) se encuentran en el Pirineo navarro (LORDA 2001, 2013), y 2700 (79% de la flora aragonesa) en el Pirineo aragonés (VILLAR *et al.* 1997-2001, VV.AA. 2013).

El clima atlántico de las tierras brumosas cantábricas penetra a modo de cuña hacia el Pirineo central, donde la influencia continental lo sustituye de forma progresiva, mientras la altitud de los Pirineos muestra un incremento notable. Esa transición detiene el avance de muchas plantas atlánticas hacia el E, sobre todo en las montañas pirenaicas de Ori y Lakora, y en las sierras prepirenaicas de Leire, Illón y Orba. En dichas estribaciones quedan *Leucanthemum gaudinii* subsp. *cantabricum*, *Daboecia cantabrica*, *Lythrum portula*, *Draba dedeana*, *Ulex europaeus*, *U. gallii*, *Simethis mattiazzii* y *Endressia castellana*, aunque algunas de ellas como *Ulex europaeus*, progresan por la vertiente N de los Pirineos hasta los alrededores de Foix. Un pequeño grupo de estas plantas todavía alcanzan el Pirineo central y descienden hasta el prepirineo en la Sierra de Guara, como *Helictotrichon cantabricum*, *Potentilla montana* o *Arenaria montana*.

Desde el otro extremo, muchas especies netamente pirenaicas, no franquean en su avance hacia el oeste las montañas del entorno del macizo de Larra, incluyendo algunas bearnesas, como el monte Anie, algunos valles pirenaicos navarros contiguos (Irati-Salazar), y los cordales aragoneses próximos. En estas estribaciones alcanzan su límite occidental algunos taxones endémicos pirenaicos y, principalmente, muchas plantas de distribución boreo-alpina, entre las que cabe destacar: *Abies alba*, *Dianthus benearnensis*, *Minuartia cerastiifolia*, *M. rubra*, *Cirsium glabrum*, *Crepis pygmaea*, *Doronicum grandiflorum*, *Rhaponticum centauroides*, *Prenanthes purpurea*, *Cardamine*

bellidifolia subsp. *alpina*, *Cardamine pentaphyllos*, *Draba aizoides*, *Petrocallis pyrenaica*, *Kobresia myosuroides*, *Petasites paradoxus*, *Pinus uncinata*, *Ranunculus pyrenaicus*, *Leontopodium alpinum*, *Rhododendron ferrugineum*, *Salix retusa*, *Narcissus poeticus*, *Arctostaphylos alpinus*, etc., si bien algunas progresan por tierras francesas más hacia occidente (*Campanula speciosa* hasta Behorleguy, o *Narcissus bicolor*, en el *forêt des Arbailles*).

Aparte de estas singularidades corológicas, otros taxones orófito-pirenaicos alcanzan distintos macizos montañosos peninsulares (Cordillera Cantábrica, Montes Vascos, Sistema Ibérico, Sierra Nevada), mostrando con su disyunción antiguas áreas de distribución más amplias, vestigio de climas pasados, que permiten vislumbrar relaciones de gran interés de investigación y conservación. Hablamos, por ejemplo, de *Selinum pyrenaicum*, *Erigeron alpinus*, *Arabis ciliata*, *Cardamine resedifolia*, etc. (Cordillera Cantábrica); *Minuartia rostrata*, *Carex capillaris*, *Vaccinium uliginosum*, etc. (Sistema Ibérico), o *Draba dubia* subsp. *laevipes*, *Silene rupestris* y *Gentiana nivalis* (Sierra Nevada).

En este trabajo pretendemos reconocer las áreas donde se acumulan grupos de especies en sus límites de distribución, ya sea oriental para las especies de matiz atlántico, o bien occidental, para las netamente pirenaicas. Tratamos de ver si en la vertiente meridional se puede vislumbrar una frontera entre el sector atlántico del Pirineo y el centro-occidental, o bien si el tránsito de taxones se produce sin solución de continuidad.

II. Material y métodos

El área de estudio (Fig. 1) incluye la comarca de la Jacetania en Aragón, y los valles de Roncal, Salazar y Aezkoa en Navarra, junto a las sierras prepirenaicas compartidas de Leire, Illón y Orba.

En las zonas pirenaicas los sustratos dominantes son calizas, dolomías y flysch y, en menor medida, margas. El extremo nororiental de las cabeceras de los valles occidentales oscenses limita con zonas de granitos, esquistos, areniscas y cuarcitas. En las sierras prepirenaicas los sustratos dominantes son areniscas, margas, calizas y dolomías.

Por su parte, en el área pirenaica los termotipos existentes (RIVAS MARTÍNEZ *et al.* 1991) son el alpino, subalpino y montano. En Jaurrieta (913 m), al W, la precipitación media anual es de 1557 mm, y la temperatura media es de 8,7°C, mientras que en Luesia (824 m), al E, la precipitación es de 756 mm, y la temperatura media es de 12,2°C. El área de estudio pirenaica se incluye, desde un punto de vista

biogeográfico, en el subsector Pirenaico occidental del sector Pirenaico central.

En el Prepireneo, el termotipo es el supramediterráneo. La estación de Yesa (491 m), al W, recoge 779 mm de precipitación media anual, siendo la temperatura media anual de 13,4°C, mientras que en la de Artieda (Z) (652 m), al E, la precipitación es de 732 mm y la temperatura media de 11,8°C. El área de estudio prepirenaica se incluye, desde un punto de vista biogeográfico, en los sectores Castellano-Cantábrico y Somontano-Aragonés, aunque hay algunas zonas que ocupan los subsectores Pirenaico occidental y Jacetano-Guarense del sector Pirenaico Central.

Para delimitar las áreas de distribución de las plantas, se han revisado los catálogos florísticos mencionados en la introducción y las bases de datos de los Herbarios JACA (CSIC, Jaca) y el personal Lorda (Pamplona), que además de los materiales herborizados del área de estudio, recogen las citas bibliográficas y las observaciones “de visu” de los últimos años.

Nos centramos en el estudio de las plantas más genuinas del alto Pirineo, que incluyen los grupos corológicos boreo-alpino, orófito-alpino y los endemismos pirenaicos, excluyendo los microendemismos pirenaicos, de área reducida, como *Thalictrum macrocarpum*, *Buglossoides gastonii*, *Lathyrus vivanii* o *Aconitum variegatum*.

No hemos considerado en este trabajo las plantas que traspasan los Pirineos y alcanzan la Cordillera Cantábrica, los Montes Vascos, el Sistema Ibérico, el Sistema Central y Sierra Nevada. Tampoco las plantas marcadamente silicícolas que, en la vertiente meridional, detienen necesariamente su avance en la cabecera del valle de Tena (Huesca), pero progresan más hacia el oeste por la vertiente francesa.

Finalmente, hemos excluido las plantas de taxonomía compleja, bien por su tipo de reproducción (*Hieracium*, *Alchemilla*, *Taraxacum*), o porque han dado lugar a numerosas confusiones por su proximidad morfológica que dificulta conocer su distribución precisa (*Galium cespitosum-pyrenaicum*, *Carex atrata-parviflora*).

III. Resultados

Hemos estudiado la distribución de 236 taxones, de los que 105 rebasan con su área de distribución la cordillera pirenaica, progresando hacia otras montañas; 15 taxones detienen su área en entornos próximos (Francia, sierras occidentales navarras, etc.); y nos detenemos en estudiar el resto, 116, de los que 78 muestran su límite occidental entre Navarra y Huesca, 26 son exclusivos de Huesca y no llegan a Navarra, y 12 son exclusivos de Navarra y no llegan a Huesca, aunque algunos de ellos reaparecen en el Pirineo central.

Agrupando estas plantas podemos delimitar en el territorio cinco núcleos (Fig. 1) donde los distintos taxones detienen su área de distribución:

(1) Monte Ori-Bosque de Irati: incluidas, además, las estribaciones de Lakartxela, Bimbalet, Otsogorrigaina, Barazea, y algunos valles próximos. Son macizos calcáreos, con altitud máxima en el citado monte Ori (2017 m). 25 plantas encuentran aquí su límite occidental de distribución. Destacan: *Abies alba*, *Saxifraga hariotii*, *Cardamine*

pentaphyllos, *Anemone narcissiflora*, *Festuca pyrenaica*, *Pinus uncinata*, *Salix pyrenaica*, *Soldanella alpina*, *Dryas octopetala*, *Petasites paradoxus*, etc. El monte Ori destaca como límite para buena parte de estas especies.

(2) Monte Lakora-Kortaplana (1877 m) y collados contiguos, singulares en su conjunto por ser de naturaleza silíceas, siendo los únicos de este tipo que alcanzan el piso subalpino navarro. 5 taxones se asientan en este macizo y no progresan más hacia el oeste: *Festuca eskia*, *Gentiana acaulis*, *Narcissus bicolor* (penetra en Francia hasta el macizo *des Arbailles*), *Ranunculus pyrenaicus* y *Sempervivum montanum*.

(3) Macizo de Larra-Peña Ezkaurre: incluye el karst de Larra y las montañas más altas del Pirineo navarro, con máxima altitud en la Mesa de los Tres Reyes (2428 m), y los valles pirenaicos contiguos, con predominio de sustratos calizos. 48 taxones detienen en este núcleo su área de distribución pirenaica, y para muchas es su límite occidental absoluto. Destacan, entre otras, *Allium pyrenaicum*, *Androsace cylindrica*, *Arctostaphylos alpinus*, *Carex nigra*, *Cirsium glabrum*, *Empetrum nigrum*, *Kobresia myosuroides*, *Oxytropis campestris*, *Petrocallis pyrenaica*, *Pinguicula alpina*, *Rhaponticum centauroides*, *Rhododendron ferrugineum*, *Salix retusa* y *Prenanthes purpurea*.

(4) Cabeceras de los valles occidentales oscenses: macizos con predominio de sustratos calizos en los valles de los ríos Aragón, Aragón Subordán y Veral. 26 taxones tienen aquí su límite de distribución occidental absoluto. Destaca el Collarada (2886 m) hasta donde llegan *Carex bicolor* y *Carex curvula*; y el Bisaurín (2670 m), Picos de Aspe (2645 m)-Sierra Bernera (2450 m), Peña Forca (2391 m) y Castillo de Acher (2390 m), en donde limitan, entre otras, *Alopecurus gerardii*, *Androsace ciliata*, *Antennaria carpatica*, *Cerastium alpinum*, *Juncus alpinoarticulatus*, *Lychnis alpina*, *Festuca quadriflora*, *Potamogeto alpinus* y *Rorippa islandica*.

(5) Sierras y macizos prepirenaicos: incluye las estribaciones de las sierras de Leire (1356 m), Illón (1433 m) y Orba (1236 m), más los macizos calizos prepirenaicos. Muestran una gran variedad de sustratos geológicos (conglomerados, areniscas y calizas) y altura moderada. 12 taxones detienen en estos macizos su área de distribución, destacando los que no progresan más allá de ellos hacia oriente: *Crataegus laevigata*, *Daboecia cantabrica*, *Dethawia splendens* subsp. *cantabrica*, *Draba dedeana*, *Endressia castellana*, *Simethis mattiazii*, *Leucanthemum gaudinii* subsp. *cantabricum* y *Ulex europaeus*. Por su parte, penetran levemente en Navarra desde Aragón, y detienen su área de distribución occidental: *Draba hispanica*, *Genista hispanica* subsp. *hispanica*, *Gentiana lutea* subsp. *montserratii* y *Saxifraga fragilis*.

IV. Conclusiones

En conjunto, de los 236 taxones estudiados, 116 presentan en el territorio de estudio su límite de distribución, bien oriental o, mayoritariamente occidental. De este grupo selecto de 116 especies, sólo 26 se quedan en los macizos aragoneses, mientras la mayoría del resto de las plantas presentes en la Jacetania, avanzan por el Pirineo navarro, para encontrar su límite de distribución en las últimas estribaciones pirenaicas que todavía superan los 2000 m de altitud.

Se detectan cinco núcleos principales en límite de distribución: uno en Aragón (Collarada y Picos de Aspe-Sierra de Bernera-Bisaurín), tres en Navarra (cordal monte Ori-Lakartxela-Bimbalet, monte Lakora y Macizo de Larra-Mesa de los Tres Reyes), más uno formado por las sierras prepirenaicas (Leire, Illón y Orba), a caballo entre las dos Comunidades.

El núcleo de Larra-Peña Ezkaurre es el que presenta un mayor número de taxones en su límite de área (48) mientras que el del monte Lakora tiene el menor (5). El núcleo de monte Ori-Bosque de Irati presenta un número relevante de taxones (25) mientras que el de las sierras Prepirenaicas es menor (12).

BIBLIOGRAFÍA

- DUPONT, P. 1962. – La flore atlantique européenne : introduction à l'étude du secteur ibéro-atlantique. *Documents pour les cartes de production végétales*, 1 : 414 pp.
- LORDA, M. 2001. – Flora del Pirineo navarro. *Guineana*, 7: 1-557.
- LORDA, M. 2013. – Catálogo Florístico de Navarra. *Monografías de Botánica Ibérica*, 11: 1-260.
- MONTERRAT, J. M. 1984. Áreas y límites de distribución de algunas plantas pirenaicas. *Collectanea Botanica*, 15: 311-341.
- MONTERRAT, P. 1953. – El Turbón y su flora. *Pirineos*, 28-30: 169-288.

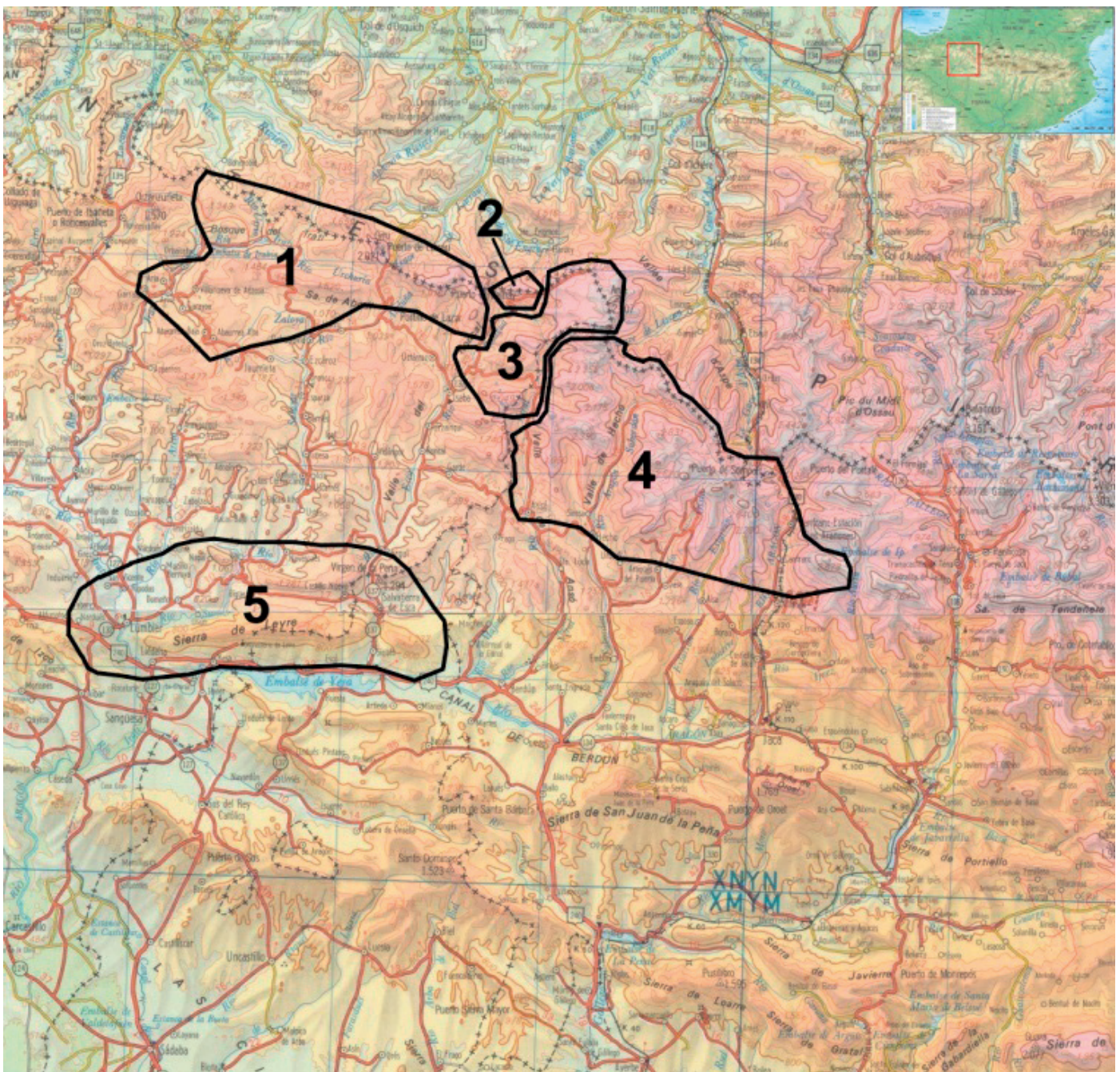


Fig. 1. Área de estudio y núcleos delimitados en el territorio, (1) Monte Ori-Bosque de Irati, (2) Monte Lakora-Kortaplana, (3) Macizo de Larra-Peña Ezkaurre, (4) Cabeceras de los valles occidentales oscenses, (5) Sierras y macizos prepirenaicos

- MONTERRAT, P. 1974. – L'exploration floristique des Pyrénées Occidentales. *Boletim da Sociedade Broteriana.*, 47 : 227-241.
- MONTERRAT, P. 1975. – Enclaves florísticos mediterráneos en el Pirineo. *I Centenario Sociedad Española de Historia Natural.*, II (Biol.) : 368-372.
- MONTERRAT-MARTÍ, J.M. & G. MONTERRAT-MARTÍ. 1984. – Limites chorologiques de quelques plantes pyrénéennes. *Documents d'écologie pyrénéenne*, III-IV : 323-329.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., J.C. BÁSCONES, T.E. DÍAZ, F. FERNÁNDEZ GONZÁLEZ & J. LOIDI. 1991. – Vegetación del Pirineo occidental y Navarra. *Itinera Geobotanica*, 5: 5-456.
- ROISIN, P. 1969. – *Le domaine phytogéographique atlantique d'Europe*. Presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, 245 pp.
- VIGO, J. 1981. – Les plantes atlàntiques als Països Catalans. *Treballs de la Institució Catalana d'Història Natural*, 9 : 93-122.
- VILLAR, L. 1980. – Remarques chorologiques sur quelques plantes pyrénéennes. *Publicaciones del Centro Pirenaico de biologia experimental Jaca*, 12 : 85-99.
- VILLAR, L., J.A. SESÉ & J.V. FERRÁNDEZ. 1997-2001. – *Atlas de la Flora del Pirineo Aragonés. Vol. I-II*. Consejo de Protección de la Naturaleza-Instituto de Estudios Altoaragoneses, Huesca-Zaragoza, 648 & 790 pp.
- VV.AA. 2013. Atlas de la Flora de Aragón. <http://proyectos.ipe.csic.es/floragon/index.php> [acceso en octubre de 2013].

Découverte de *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* dans les Pyrénées-Orientales (66), Occitanie, France : implications possibles en termes de conservation

Daniel Marc^{1,2} & Marc Enjalbal¹

1. Conservatoire d'espaces naturels d'Occitanie, 75 voie du TOEC F-31025 Toulouse

2. Laboratoire GEODE, UMR 5602, Université de Toulouse-Le Mirail, 5 allées A. Machado, F-31058 Toulouse Cedex, France.

E-mail : daniel.marc@cen-occitanie.org (auteur référent)

RÉSUMÉ

Juniperus oxycedrus subsp. *badia* est connu d'Afrique du Nord, de la péninsule Ibérique et depuis 2010 de France. Plusieurs stations de *Juniperus oxycedrus*, aux individus présentant les caractéristiques de *J. oxycedrus* subsp. *badia* ont été découvertes dans les Pyrénées-Orientales. Par le passé, des mentions de « Genévrier à gros fruit » ont été faites sous l'appellation « *macrocarpa* », dans l'Hérault notamment attribués à des introgressions avec *J. macrocarpa* anciennement présent sur le littoral méditerranéen. Pour les stations de Midi-Pyrénées, *Juniperus thurifera* est présent à proximité de *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* et pour celles des Pyrénées-Orientales, on note systématiquement l'occurrence proche de *Juniperus phoenicea*.

J. phoenicea et *J. thurifera* étant indicatrices d'un état climacique sous contrainte édaphique pour ces secteurs méditerranéens, il est envisageable que *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* se trouve où les peuplements de Genévrier thurifère ou de Genévrier rouge sont en bon état de conservation. Cette découverte de ce que nous appellerons « Genévrier oxycède à gros fruits » ouvre de nombreuses perspectives en termes de connaissance et surtout en termes de conservation de ce taxon. Enfin, la question de l'inscription de cette sous-espèce parmi la liste des taxons protégés en France métropolitaine se pose.

Mots-clés : conservation, Genévrier oxycède, *badia*, Pyrénées-Orientales, habitats prioritaires

RESUMEN

Descubrimiento de *Juniperus oxycedrus* ssp. *badia* en los Pirineos-Orientales (66), Occitanie, Francia

Juniperus oxycedrus subsp. *badia* es conocido por África del Norte, de la península Ibérica y desde el 2010 de Francia. Varias estaciones de *Juniperus oxycedrus*, a los individuos presentando las características de *J. oxycedrus* subsp. *badia* han sido descubiertos en los Pirineos-Orientales. En el pasado, menciones de «Enebro a gordos frutos» han sido hechas y consideradas como introgressions con *J. macrocarpa*.

En Midi-Pyrénées, *Juniperus thurifera* está presente con *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* y para Pyrénées-Orientales, anotamos sistemáticamente el próximo de *Juniperus phoenicea*.

J. phoenicea y *J. thurifera* son indicadores de los bosques naturales para estos sectores mediterráneos. Podemos considerar que *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* se encuentra allí donde las poblaciones están en buen estado de conservación. Este descubrimiento de lo que llamaremos « Enebro a gordos frutos » abre numerosas perspectivas en término de conocimiento y sobre todo en término de conservación de este taxon. Por fin, una demanda de clasificación de esta subespecie entre la lista de taxa protegidos en la Francia metropolitana, se justifica.

Palabras clave : conservacion, Enebro rojo, *badia*, Pyrénées-Orientales, Hábitates prioritarios

SUMMARY

Discovery of *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* in the Pyrenees-Orientales (66), Occitanie, France

Juniperus oxycedrus subsp. *badia* is known from Northern Africa, from the Iberian Peninsula and, since 2010, from France. Several localities of *Juniperus oxycedrus*, with individuals showing the characters of *J. oxycedrus* subsp. *badia* have been discovered in the Pyrénées-Orientales. In the past, citations of "Large fruit Junipers" were given and had assigned the individuals from the Hérault to introgressions with *J. macrocarpa*.

previously present on the mediterranean coast. For the localities in Midi-Pyrénées, *Juniperus thurifera* is sympatric with *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* for those in the Pyrénées-Orientales, we have noted *Juniperus phoenicea* systematically occurs nearby.

J. phoenicea and *J. thurifera* being indicators of climacic woodlands or in degraded natural woodlands for these mediterranean regions, one can consider *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* is found where the communities have a good conservation status. This discovery of what we will call the "Large fruit Cade Juniper" opens many perspectives in terms of knowledge and especially in terms of conservation of this taxon. Finally, a request to add this subspecies to the list of protected taxa of metropolitan France to be done.

Key words : conservation, cade juniper, Pyrénées-Orientales, Priority natural habitats

I. Introduction

Juniperus oxycedrus subsp. *badia* (H. Gay) Debeaux, initialement décrit au rang variétal par GAY (1889), est un taxon reconnu selon la nomenclature actuelle (ADAMS *et al.* 1999), dont la distribution connue est l'Afrique du Nord, et la péninsule Ibérique, l'Espagne en particulier. Il est indiqué pour la première fois en France par Nicolas Leblond (Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées [CBNPMP]) en 2010 suite à une correction de données erronées donnant *Juniperus oxycedrus* subsp. *macrocarpa* présent dans la Haute-Garonne (CBNPMP 2010). Cette confusion préalable explique la présence de ce dernier taxon, plutôt littoral, dans l'arrêté ministériel de 2004 relatif à la liste des espèces végétales protégées en région Midi-Pyrénées complétant la liste nationale.

Dans les Pyrénées françaises, il est depuis connu sur les stations de Genévrier thurifère de Saint-Béat et Marignac en Haute-Garonne, ainsi que du Quié de Lujat en Ariège.

La caractérisation se fait selon la clef de détermination donnée par *Flora Iberica* (AMARAL FRANCO 1986) et mentionnant comme critères phénotypiques :

- la taille des galbules supérieure à 1 cm, entre 1,2 et 1,4 cm,
- la longueur moyenne des feuilles de 8 à 20 mm de long pour 1,2 à 2 mm de large,
- la présence sur les feuilles de deux lignes longitudinales blanches,
- l'aspect rouge violacé des galbules matures et prumineux sur les galbules jeunes,
- le port pyramidal et les branches dégagées de l'arbre.

II. Matériel et méthode

Selon ces critères phénotypiques, plusieurs stations de *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* ont été découvertes de 2011 à 2013, dans les Pyrénées-Orientales (Fig. 2). Des échantillons ont été prélevés et déterminés sur la base de la clef évoquée, détermination validée par Marc Enjalbal (CEN) et Nicolas Leblond (CBNPMP) pour une partie des spécimens collectés.

Des prospections menées en 2018 et 2021 confirment cette présence et complètent la répartition des individus observés sur les communes de Tautavel et Estagel (66).

Les mesures moyennes des individus collectés dans les Pyrénées-Orientales sont :

- mesures des galbules : entre 1,2 et 1,5 cm (1,8 cm),
- présence de deux lignes blanches longitudinales sur les feuilles et aspect rouge violacé des galbules,
- longueur des feuilles : entre 1,5 mm et 2,1 mm de large pour 9 à 20 mm de long,
- aspect : port pyramidal et branches bien visibles. Fruits verts prumineux puis rouge violacés à maturité.

Les critères venant des feuilles (longueur et surtout

largeur moyenne) et l'habitat de la découverte (bois xériques continentaux) montrent clairement qu'il s'agit selon *Flora Iberica* de *J. oxycedrus* subsp. *badia*.

Pour les galbules, seuls les individus les plus gros présenteraient des caractères de *J. oxycedrus* subsp. *macrocarpa* avec des fruits atteignant 1,8 cm de large. Mais ce seul critère n'est pas suffisant pour modifier la détermination.

III. Discussion

La présence de ce taxon dans les Pyrénées-Orientales n'est pas aberrante au regard des besoins écologiques de la plante concernée et corrobore les intuitions du CNBPMP (F. Prudhomme, comm. pers.). Par le passé, dans les années 90, des mentions de « Genévrier à gros fruit » ont été faites dans l'Hérault comme en Haute-Garonne, sous l'appellation *J. oxycedrus* subsp. *macrocarpa* (LEBRETON *et al.* 1991). Les auteurs avaient identifié des individus aux fruits de taille supérieure au centimètre et avait attribué ces individus héraultais à des introgressions « de gènes *macrocarpa* » (sic) anciennement présent sur le littoral méditerranéen.

Pour les stations à « Genévrier oxycède à gros fruits » de Midi-Pyrénées décrites par N. Leblond (comm. pers.), *Juniperus thurifera* est présent en sympatrie de *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* et, pour celles des Pyrénées-Orientales, on note systématiquement l'occurrence proche de *Juniperus phoenicea*. Ces deux gymnospermes sont considérées comme des indicatrices de forêts climaciques édaphiques pour ces secteurs méditerranéens. On peut donc considérer que *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* se trouve là où les peuplements de Genévrier thurifère ou de Genévrier rouge sont relativement en bon état de conservation.

Cette intuition n'est pas défaite quelle que soit l'origine de ces « genévriers à gros fruits » : introgression avec *J. oxycedrus* subsp. *macrocarpa* (LEBRETON *et al.* 1991), hybridation entre espèces et sous espèces du groupe *oxycedrus* (ADAMS *et al.* 1999) ou isolat d'un simple morphe de *J. oxycedrus* (VELASCO *et al.* 2003, KLIMKO *et al.* 2007).

La découverte de « Genévrier oxycède à gros fruits » en Pyrénées-Orientales ouvre des perspectives en termes de connaissance et surtout en termes de conservation.

Pour le volet connaissance, il conviendrait de procéder à des analyses génétiques complémentaires sur les populations que nous avons rattachées à *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* et qui sont isolées géographiquement dans les Pyrénées françaises, afin de trancher entre les trois hypothèses avancées dans la littérature scientifique et relatives à la taxonomie. Ce travail pourrait permettre de vérifier si la clef de détermination de *Flora Iberica* permet ou non d'arriver jusqu'à cette précision taxonomique (subsp.) sur seuls critères morpho-anatomiques. Comme de trancher la question de la sous-espèce de *Juniperus*



Fig. 1. Photographies d'un des individus identifiés en 2013

oxycedrus présente sur les Pyrénées françaises.

Quoi qu'il en soit les genévriers à gros fruits sont très rares en France, essentiellement littoraux, mis à part quelques localités en Corse et dans les Pyrénées (Collectif, 2005). Dans un objectif conservatoire, il conviendrait donc de mieux connaître la répartition en France et notamment dans le massif pyrénéen de ces « genévriers à gros fruits » et de compléter les jeux de données existants des Conservatoires botaniques nationaux et de la DREAL d'Occitanie.

Aussi, pour répondre à l'enjeu de conservation de ces taxons rares en France que sont les genévriers à gros fruits, l'intégration dans la liste des taxons protégés en France

métropolitaine des sous-espèces *badia* et *macrocarpa* de *Juniperus oxycedrus* paraît nécessaire.

Cela est d'autant plus vrai que le statut remarquable des fruticées xérophiiles à caractère méditerranéen et continental de *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* n'est pas considéré comme un habitat communautaire prioritaire par les *Cahiers d'habitats Natura 2000* (Collectif 2001, 2005). Aucune mention de la sous-espèce *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* n'est d'ailleurs présente dans ces documents.

Pour les « matorrals à genévriers à gros fruits », seul l'habitat (5210 incluant 2250*) des Junipérais à gros fruits du littoral de la Corse sont considérées clairement comme prioritaires

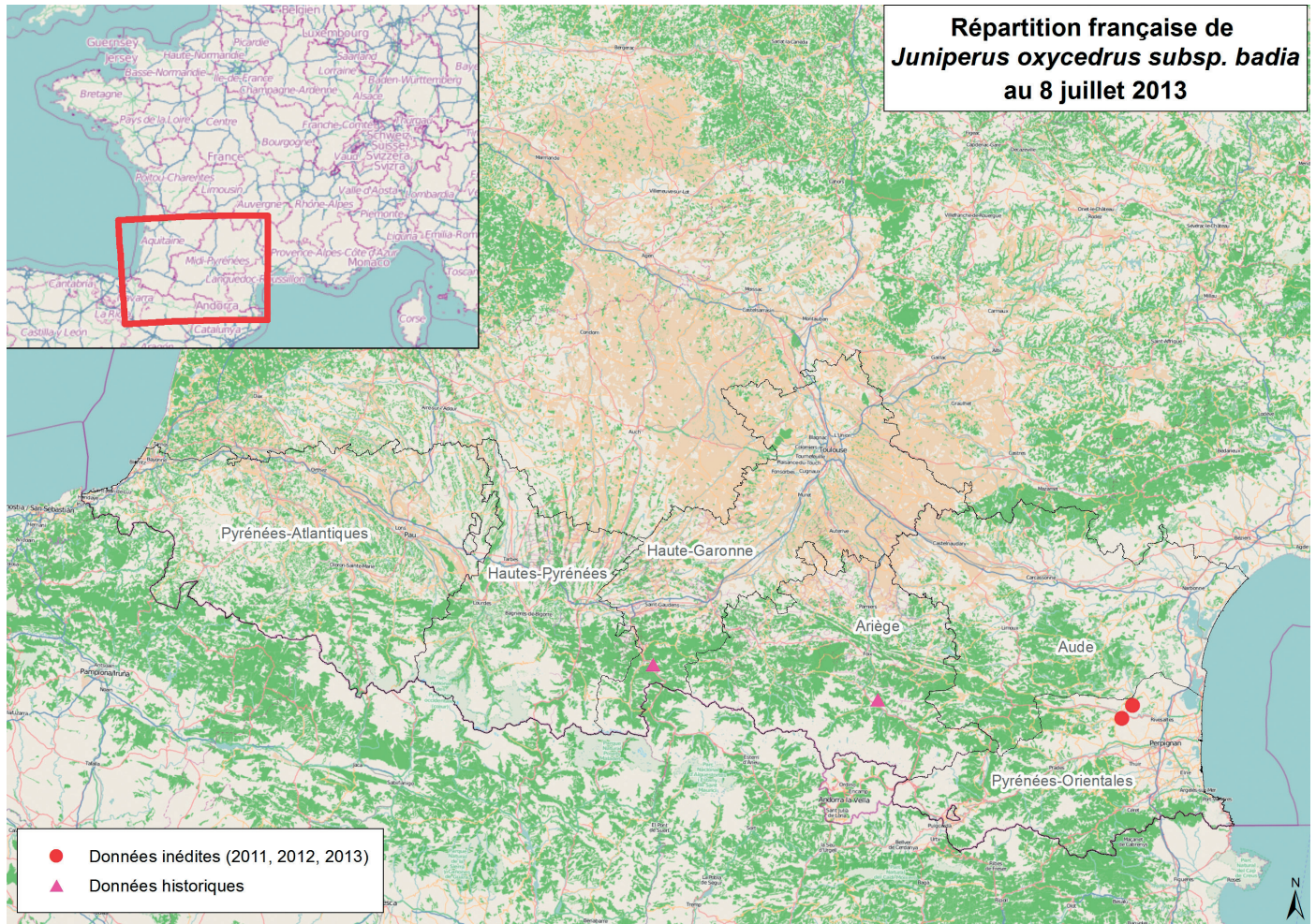


Fig. 2. Répartition française de *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* au 8 juillet 2013.

pour la Directive 92-43 dite Habitats-Faune-Flore et concerne *Juniperus oxycedrus* subsp. *macrocarpa*. On note cependant quelques ambiguïtés concernant le rattachement à la Directive Habitats-Faune-Flore des formations à Genévriers thurifère et *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* du sud de la Haute-Garonne en contexte non littoral (habitat codé en 5210). Ce dernier est alors traité avec l'habitat prioritaire 9560* (Forêts endémiques à *Juniperus* spp., Collectif, 2001), ce qui ne nous paraît pas satisfaisant (CAMBECÉDÈS & GIRE 2011).

Il nous semblerait malgré tout nécessaire de considérer les matorrals non littoraux et caractérisés par la présence de plusieurs taxons de Genévriers endémiques méditerranéens dont *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* comme d'intérêt communautaire prioritaire, ce qui donnerait plus de poids pour la préservation de ces milieux naturels à fort enjeu.

Juniperus oxycedrus subsp. *badia* devrait être considéré comme taxon indicateur de l'habitat 5210 (Matorrals arborescents à *Juniperus* spp.) pour les *Cahiers d'habitats*, au même titre que les deux autres sous-espèces du Genévrier oxycède. Ce taxon est d'ailleurs cité comme espèce caractéristique des habitats 5210 et 9360 (Forêt d'Oléastres) dans un rapport d'étude concernant l'Espagne (European Topic Centre on Biological, 2008).

Une caractérisation phytosociologique des nouvelles stations de genévriers à gros fruits découvertes en Pyrénées Orientales serait souhaitable pour mieux caractériser ce matorral, codé en 5210. Ces dernières qui sont situées désormais à l'intérieur des terres, pourraient, en effet, avoir un passé littoral ancien.

REMERCIEMENTS

Les auteurs souhaitent remercier Albert Marc pour la prospection de terrain, Gérard Largier et Nicolas Leblond du CBNPMP pour leur aide à la détermination et leurs conseils, Frédéric Blanc pour les photographies, Laurent Pontcharraud pour la carte et Samuel Danflos pour les traductions.

BIBLIOGRAPHIE

- ADAMS, R.P., J. ALTAREJOS, C. FERNANDEZ & A. CAMACHO. 1999. – The leaf essential oils and taxonomy of *Juniperus oxycedrus* L. subsp. *oxycedrus*, subsp. *badia* (H. GAY) Debeaux, and subsp. *macrocarpa* (Sibth. & Sm.) Ball. *Journal of essential oil research*, 11, 167-172.
- CAMBECÉDÈS, J. & L. GIRE [coord]. 2011. – *Avis sur le dossier de demande de dérogation pour destruction d'individus, déplacement*

- d'espèces et destruction/altération d'habitats d'espèces, au titre de l'article L 411-2 du Code de l'environnement. Projet de déviation de la RN 125 entre Saint-Béat et Arlos (31)*. Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, 16 pp.
- AMARAL FRANCO, J. DO. 1986. – *Juniperus*. In : S. CASTROVIEJO, M. LAINZ, G. LOPEZ GONZALEZ, P. MONSERRAT, F. MUNOZ-GARMENDIA, J. PAIVA & L. VILLAR. *Flora Iberica. Vol. I: Lycopodiaceae-Papaveraceae*. Real Jardín Botánico, Madrid, 575 pp.
- Collectif. 2001. – *Habitats forestiers : cahiers d'habitats Natura 2000, tome 1, volume 2. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire*. La Documentation française, Paris, 423 pp.
- Collectif. 2005. – *Habitats agropastoraux : Cahiers d'habitats Natura 2000, Tome 4, volume 1. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire*. La documentation française, Paris, 936 pp.
- Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées (collectif). 2010. – *Guide des plantes protégées de Midi-Pyrénées*. Biotope, Mèze, Collection Parthénope, 400 pp.
- European topic centre on biological. 2008. – *Report under article 17 of council directive 92/43/ee, qa/qc report on final delivery from spain*. 338 pp. <http://cdr.eionet.europa.eu/es/eu/art17/envshhaew>
- GAY, H. 1889. – *Sur quelques plantes intéressantes, rares ou nouvelles, de la flore d'Algérie et spécialement de la région médéenne*. Association française pour l'Avancement des Sciences, C.R.18e session, 499-503.
- KLIMKO, M., K. BORATYNSKA, J.M. MONSERRAT, Y. DIDUKH, A. ROMO, D. GOMEZ, M. KLUZA-WIELOCH, K. MARCYSIAK & A. BORATYNSKI. 2007. – Morphological variation of *Juniperus oxycedrus* subsp. *Oxycedrus* (Cupressaceae) in the Mediterranean region, *Flora*, 202: 133-147.
- LEBRETON, P., C. BAYET & M. MURACCIOLE. 1991. – Le statut systématique du Genévrier oxycède *Juniperus oxycedrus* L. (Cupressacées). Une contribution d'ordre biochimique et biométrique. *Lazaroa*, 12 : 21-42.
- VELASCO-NEGUERUELA, A., M.J. PÉREZ-ALONSO, J. PALÁ-PAÚL, A. IÑIGO, M. CERVERA & G. LÓPEZ. 2003. – Essential oil analyses of the leaves and berries of *Juniperus oxycedrus* L. subsp. *badia* (H. GAY) Debeaux. *Botanica Complutensis*, 27 : 147-154.

Les botanistes des Hautes-Pyrénées (1600-2000)

Guy Dussaussois

3 Avenue Thiers 65400 Argelès-Gazost (France). E-mail : dussaussois.guy@orange.fr

RÉSUMÉ

Énumération succincte de 167 botanistes, récolteurs de plantes et formateurs d'herbiers ayant prospecté le département des Hautes-Pyrénées du XVII^e siècle à l'an 2000.

Mots-clés : botanistes, France (Hautes-Pyrénées), histoire

RESUMEN

Breve enumeración de 167 botánicos, recolectores de plantas y formadores de herbarios que prospectaron el departamento de los Hautes-Pyrénées desde el siglo XVII hasta el año 2000.

Palabras clave : botánicos, Francia (Hautes-Pyrénées), historia

La connaissance de la flore des Hautes-Pyrénées ne repose pas seulement sur les ouvrages de synthèse tels que des flores des Pyrénées, de France, ou d'Europe. Elle est aussi l'œuvre d'une foule de personnages d'importance et de notoriété très diverses, qui ont en commun d'avoir parcouru ce territoire, collecté sur le terrain des échantillons végétaux présentant un intérêt scientifique, formé des herbiers ou contribué à leur formation, d'avoir publié des travaux scientifiques sur la flore locale, voire de ne rien avoir publié du tout. Nous allons évoquer ceux dont nous avons rencontré les traces dans plusieurs collections françaises et étrangères d'herbiers, dans la littérature scientifique spécialisée, et dans des dépôts d'archives. Cette galerie de portraits permettra la découverte de personnages souvent oubliés, figurant à côté de botanistes réputés (distingués ici par le symbole ♥). L'activité constatée d'un botaniste est celle des échantillons d'herbier ou la date d'une publication concernant le territoire des Hautes-Pyrénées.

I. Abréviations utilisées

« Hb » : herbier. « 65 » : le département des Hautes-Pyrénées. « SBF+ date » : membre de la Société botanique de France, date d'admission. « ADPA » : Archives départementales des Pyrénées-Atlantiques. « ADHP » : Archives départementales des Hautes-Pyrénées. « C-A n° » : numéro de notice biographique attribué par CHARPIN & AYMONIN, 2002 dans leur *Bibliographie des Flores de France*. Certains d'entre eux font également l'objet d'une notice dans SAULÉ-SORBÉ, H. & G. LARGIER, 2011. « n.i. » : récolteur non identifié. « G. D. » : désigne l'auteur.

II. Principaux herbiers examinés

« BBF » : collections du Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, Bagnères-de-Bigorre. « G-DC » et « G » : Hb DE CANDOLLE et collections du Conservatoire botanique de Genève. « GE » : Hb BUBANI & DEVILLE, Université de Gênes. « LY » : Hb ROUY, Université de Lyon. « MPU » : collections de l'Université de Montpellier 2, Institut de botanique. « P » : Hb de France, « P-TRF » Hb TOURNEFORT, collections du Muséum national d'Histoire naturelle à Paris. « TL » : Hb régional de Midi-Pyrénées, Université Paul-Sabatier, Service commun d'étude et de conservation des collections patrimoniales, Toulouse. « TLM » Hb LAPEYROUSE, Muséum d'Histoire naturelle de Toulouse. Les autres herbiers sont cités avec les sigles normalisés de l'Index herbariorum (LANJOUW & STAFLEU, 1952, 1954) et éditions successives.

III. Corpus des botanistes des Hautes-Pyrénées

1 – ABBADIE (n.i). Ecclésiastique, actif 1867 ; Hb détruit 1905. 2 – ALLEIZETTE, Charles d' (1884-1967). Actif 1957 ; Hb MPU, TL. 3 – ARRONDEAU, Théophile (1807-1874). Visita le Louron ; Hb P ; C-A n°18. 4 – ARVET-TOUVET, Casimir (1841-1913). Descripteur de 18 Hieracium du 65 ; Hb GRM, P, G, MPU. 5 – AURIAULT, Raoul (1913-2002). Enseignant à Toulouse ; Hb privé. 6 – AYLIÈS, Joseph (1878-1967). Fonctionnaire de l'Enregistrement, actif 1945-1955. Hb TL. 7 – AYMONIN, Gérard-Guy (1934-2014). Professeur au Muséum Paris, herborisa avec CHOUARD, DUPIAS. Hb P. 8 – BAILLET, Casimir (1820-1900). Vétérinaire, actif 1854 ; Hb TL. 9 – BARBEZAT, Rodolphe (1904-1989), actif 1957 ; Hb TL.

10 – **BEAUTE-CASTERAN**. Pharmacien à Vic-Bigorre, actif 1867 ; Hb détruit. **11** – **BENTHAM**, George (1800-1884). Avocat et botaniste, actif 1820-1825 avec **STUART-MILL** ; C-A n°53. **12** – **BONNAL** (n.i). Actif XIXe siècle. Hb P. **13** – ♥ **BONNIER**, Gaston (1853-1922). Professeur de botanique Sorbonne, président SBF 1890 ; actif 1882 avec **VALLOT**, **BOUGET**, **BOURDETTE**, **MIÈGEVILLE** ; Hb principal inconnu, parts dans Hb LY. C-A n°84. **14** – **BORDA D'ORO**, Jacques de (1718-1804). Visita le pic du Midi de Bigorre en 1754. **15** – ♥ **BORDÈRE**,



Fig.1. Portrait de Henri BORDÈRE. Cliché original coll. privée S. Vergès-Lacoste à Gèdre. Reprod. G.D.

Henri (1825-1889). Instituteur, formateur d'herbier (voir DUSSAUSSOIS, 2011) ; Hb principal : BBF (3 000 spécimens) ; Hb A, AK, AUT, B, BORD, BP, BUF, CN, CORD, F, FI, G, GB, HEID, IBF, JE, L, LE, LG, MANCH, MPU (800 spécimens), OXF, P (2 500 spécimens), TCD, US, W, WB, WRSL, Z. **16** – **BORDÈRE -SUBERVIELLE**, Henri (1874-1958). Fils adoptif de BORDÈRE, actif 1890-1914 ; Hb P. **17** – **BOUBY**, Henry (1915-1977). Instituteur ; Hb P ; C-A n°88. **18** – **BOUCHARD**, Jean (1910-1997). Instituteur, spécialiste des Saxifraga. Hb à 66 Toulouges. **19** – **BOUILLÉ**, Roger de (1819-1906). Herborisa à Gavarnie et au Balaïtous ; Hb P (étiquettes signées « R.B. »). **20** – **BOURDETTE**, Jean (1818-1911). SBF 1885, fréquenta BORDÈRE, DULAC, MIÈGEVILLE et BONNIER. Hb privé détruit en 1950. **21** – **BOURGEAU**, Eugène (1813-1877). « Prince des botanistes collecteurs » (W. HOOKER), visita Gavarnie, actif 1856-1858 ; Hb P. **22** – **BOUTIGNY**, Désiré (1820-1884). Forestier, SBF 1856, récolteur actif 1850-1856 ; Hb P (GRENIER), LY (ROUY), GRM (ARVET-TOUVET), BBF (BORDÈRE), STR, TL, British Museum. **23** – **BRIQUET** (n.i).

Actif circa 1867 à Vic-en-Bigorre ; Hb détruit. **24** – **BUALÉ**, Cyprien (1822-1880). Contemporain de BOURDETTE, papiers et Hb détruits. **25** – ♥ **BUBANI**, Pietro (1806-1888). Auteur de *Flora pyrenaica*, formateur de *Il Erbario dei Pirenei* ; Hb principal GE, parts isolées Hb MPU, BOR (Hb DUFOR), ADPA (Hb PHILIPPE), P, G, B, BP, FI, L, TO. **26** – **BURNAT**, Émile (1828-1920). Ingénieur métallurgiste, récolteur helvétique, visita Gavarnie en 1877, pratiqua des échanges avec BORDÈRE, PHILIPPE, BUBANI et PARSEVAL-GRANDMAISON ; Hb principal : G-BU ; P, MPU. **27** – **BYASSON**, Louis. Médecin thermal Cauterets, forma un petit herbier d'amateur détruit ; Hb BBF (1 part). **28** – **CAMUS**, Aimée (1879-1965). Visita Gavarnie 1927 ; Hb P. **29** – **CAZES**, Alphonse (1828-1880). Magistrat Bagnères-de-Bigorre, ornithologiste, Société Ramond, fréquenta PHILIPPE et DULAC ; Hb BBF. **30** – **CHAUBARD**, Louis (1781-1854). Visita la Barousse, cité par COSTE. **31** – ♥ **CHOUARD**, Pierre (1903-1983). Universitaire, agronome, biologiste, président SBF 1949, fondateur de la Réserve naturelle du Néouvielle. **32** – **CORBIN**, Jean-Jacques (1771-1845) ; Hb principal BBF, Hb GE (Hb BUBANI). **33** – **COSSON**, Ernest (1819-1889). SBF, actif 1847-1850 ; Hb P, MPU. C-A n°201. **34** – ♥ **COSTE**, Hippolyte (1858-1924). Ecclésiastique, actif 1896-1911 ; Hb principal MPU fusionné en 1912 avec Hb SOULIÉ, Hb AUT, BR, G, L, P. **35** – **COURNAULT** (n.i.). Actif XIXe siècle, visita Gavarnie ; Hb MPU. **36** – **COUTAUT**, E. (n.i.). Actif XIXe siècle, visita Gavarnie ; Hb MPU. **37** – **DAVEAU** (n.i.). Collecta *Scrophularia pyrenaica* à Gavarnie en 1849 bien avant COSTE ; Hb MPU. **38** – **DEBEAUX**, Odon (1826-1910). Visita Barèges. C-A n°226. **39** – ♥ **DE CANDOLLE**, Pyramus (1778-1841). Hb principal G-DC, Hb B, FI, LE, M, MPU, P. **40** – **DE GIRARD**, Frédéric (1810-1851). Visita le Pays Toy ; Hb MPU. **41** – **DE LUGO**, Auguste de (1805-1887). Lichénologue à Bagnères-de-Bigorre 1871, herborisa avec PHILIPPE. Parts dans Hb PHILIPPE.

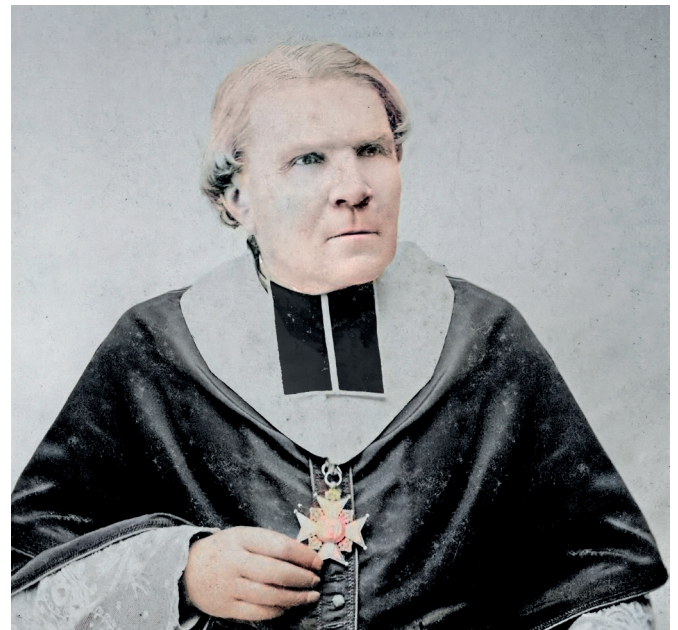


Fig. 2. Portrait de l'abbé Joseph DULAC. Cliché original coll. Archives diocésaines, Evêché de Tarbes et Lourdes. Reprod. G.D

42 – DENDALETCHÉ, Claude (1941-viv). Universitaire, naturaliste, herborisa avec Saule à Estaubé (1970).
43 – DERUELLE, Louis. SBF 1870. Visita Cauterets.
44 – DESMOULINS, Charles DE GAUX (1798-1875). Visita le pic du Midi de Bigorre, aida PHILIPPE ; Hb BOR. **45** – DESPLANTES, Georges (1882-1960). Visita Cauterets 1925. **46** – DEVILLE, Louis (1817-1867). Avocat, érudit, SBF 1859 ; Hb principal : GE (Hb BUBANI) ; manuscrits botaniques bombardés à Gênes 1944 ; parts isolées dans P, MPU. **47** – DROUET (n.i.). Visita Luz en 1836 ; Hb P. **48** – DUCHARTRE, Pierre (1811-1894). SBF 1854, professeur de botanique Sorbonne, actif 1836, visita Gavarnie ; Hb MPU. **49** – DUCLOS, Paul (1886-1945) ; Hb P. **50** – DUFFORT, Louis (1846-1923). Pharmacien, visita Gavarnie 1908 ; Hb P. **51** – DUFFOUR, Charles (1864-1946). Instituteur, SBF 1893, fondateur d'une société d'échanges, actif à Cauterets 1913-1919 ; Hb MPU, TL ; C-A n°277. **52** – DUFOUR, Léon (1780-1865). Médecin militaire, entomologiste, actif 1818-1864 ; Hb principal : BORD, Hb BR ; CN ; FI ; K ; LD ; LY ; P ; part d'*Androsace cylindrica* (1819) dans G et d'*Androsace hirtella* (1836) dans P. **53** – DULAC, Joseph (1827-1897). Érudit, chanoine cathédrale de Tarbes ; Hb détruit après décès ; parts à rechercher dans Hb GRENIER et Hb CAZES ; fonds DULAC Archives diocésaines Tarbes. **54** – ♥ DUPIAS, Georges (1917-1997). Enseignant, chercheur,

phytogéographe, vulgarisateur scientifique. Hb privé. **55** – DUPUY, Dominique (1812-1885). Ecclésiastique, ami de MIÈGEVILLE, actif 1881 ; Hb LY. **56** – DURRIEU, Guy (1931-2016). Universitaire Toulouse, actif 1946-1966 ; Hb TL. **57** – ENDRESS, Christof (1806-1831). Récolteur allemand, mort en martyr de la botanique, actif 1829-1831 ; Hb B, G, OXF, MANCH. **58** – FAGON, Guy (1638-1718). Médecin du roi de France Louis XIV, actif à Barèges 1675, auteur du premier herbier de plantes du 65 ; Hb P (« coffre fort »). **59** – FAURE, Joseph (1835-1896). Actif Cauterets. **60** – FITON, J. Directeur d'école à Talence, actif 1917, ravageur persévérant de stations de raretés botaniques, s'étonnait ensuite auprès des collègues de leur rarefaction ; a sévi au Pégère avec NEYRAUT et JEANJEAN ; Hb P. **61** – ♥ FLAHAULT, Charles (1852-1935). Universitaire, phytogéographe, fondateur de l'Institut botanique de Montpellier, auteur de la *Nouvelle flore colorée de poche des Alpes et des Pyrénées* (1906) ; Hb MPU, C, K, L, PC ; C-A n°315. **62** – FOMBRAUD (n.i.). Actif fin XIXe siècle, visita le pic du Midi de Bigorre. **63** – FORESTIÉ, Aimé de (1804-1853). Militaire, cryptogamiste, actif 1840-1850 avec PHILIPPE et JORDAN ; Hb P, LY (Hb ROUY), TL. **64** – FORESTIN (n.i.). Actif fin XIXe siècle. **65** – FOUCAUD, Julien (1847-1904). Actif 1891-1896 ; Hb P. **66** – FRANQUEVILLE, Albert Belhomme de (1814-1891). SBF, formateur de l'*Herbarium Francavillanum*, aucune publication, récolteur 1840-1890 ; Hb principal P, Hb BBF (Hb BORDÈRE), ADPA (Hb PHILIPPE), LY, MPU, CN, FI, L, PC, TL. **67** – FROSSARD, Émilien (1802-1881). Société RAMOND ; petit Hb d'amateur ADHP. **68** – GALAVIELLE, Léopold (1866-1956). SBF 1882, visita Gavarnie 1913 ; Hb MPU. **69** – GALINAT, Maurice (1897-1990). Ingénieur chimiste, actif 1919-1939 ; Hb TL. **70** – GAMIN, Alexandre-Jacques (1858-1942). Accompagna FOUCAUD et ARVET-TOUVET à Cauterets 1892 ; parts d'Hb à LY. **71** – GANDOGGER, Michel (1850-1926). Ecclésiastique, collectionneur d'Hb, récolteur pour exsiccata, actif 1876 ; Hb LY, MPU. **72** – ♥ GAUSSEN, Henri (1891-1981). Universitaire, phytogéographe, « cofondateur » du Parc national des Pyrénées (1967), actif 1935 ; Hb TL. **73** – GAUTIER, Gaston (1841-1911). Actif 1883-1911, décrit 4 *Hieracium* du 65 avec ARVET-TOUVET ; Hb G, GRM, P, MPU ; C-A n°349. **74** – GAY, Jacques (1786-1864). SBF 1854, actif 1823-1861 ; Hb principal intégré en 1868 aux collections de Kew ; Hb G, MPU. **75** – GENTY, Paul (1861-1955). Visita le val d'Azun ; Hb MPU ; C-A n°355. **76** – GÈZE, Jean-Baptiste (1870-1932). Agronome, actif 1897-1901 ; Hb TL. **77** – GRAVELLE (n.i.). Actif 1953. Hb TL. **78** – GRAVES, Louis (1791-1857). SBF 1854, visita Gavarnie ; Hb G. ; C-A n°385. **79** – GRELET, Louis (1870-1945). Ecclésiastique, mycologue ; actif 1898. **80** – ♥ GRENIER, Charles (1808-1875). Universitaire, actif 1845-1875, fréquenta PHILIPPE, BORDÈRE et DULAC ; Hb P, MPU, Hb PHILIPPE (ADPA). **81** – ♥ GRUBER, Michel (1943-viv). Universitaire, chercheur, phytosociologue, nombreux travaux sur le 65, Société RAMOND ; Hb AIX Muséum d'Aix-en-Provence. **82** – GUILLET (n.i.). Actif fin XIXe siècle ; Hb P. **83** – GUITTEAU (n.i.). Visita Gavarnie, Cauterets en 1868. **84** – HARIOT, Paul (1854-1917). Préparateur au Muséum, SBF 1873 ; C-A n°417. **85** – HOSCHÉDÉ, J. (n.i.). Actif 1895 ; Hb TL. **86** – IRAT, Albert (1820-1898). SBF, procureur impérial à



Fig. 3. Portrait de Georges DUPIAS. Courtoisie de G. AYMONIN, photo M. AYMONIN-KERAUDEN.

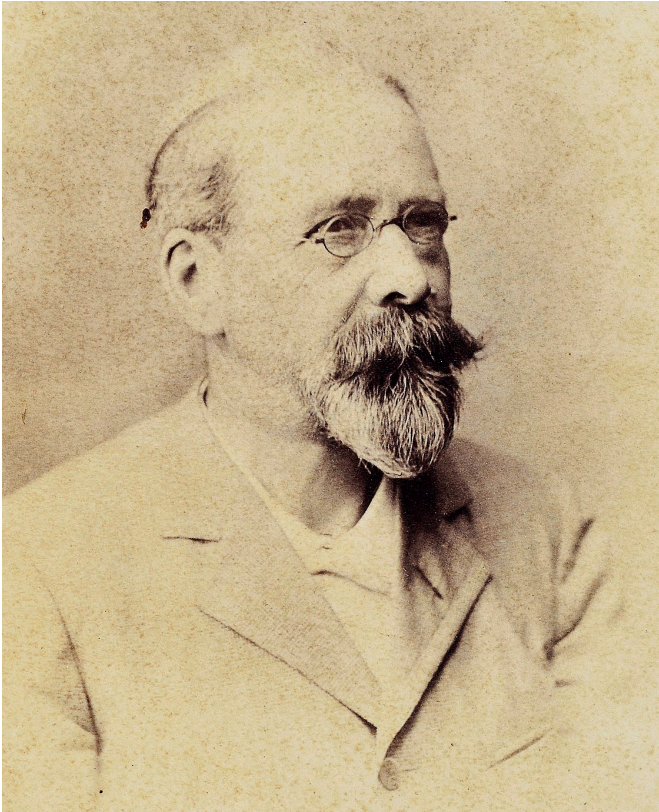


Fig.4. Portrait de Gaston GAUTIER. Coll. Bibl. Univ. Montpellier Sciences, Photothèque C. FLAHAULT.



Fig. 5. Portrait de Michel GRUBER. Photo communiquée par GRUBER à G.D

Figeac, « collecteur infatigable » (MALINVAUD), actif 1848-1849 ; Hb ADPA (Hb PHILIPPE), LY, MPU, TL. **87** – JALLU, Jean (1899-1979). Récolteur actif de plusieurs sociétés d'échanges. **88** – JEANJEAN, Félix (1867-1941). Instituteur bordelais, collègue de NEYRAUT et FITON, actif 1930 ; Hb TL. **89** – ♥ JORDAN, Alexis (1814-1897). Universitaire, actif 1838-1868 ; Hb principal Faculté catholique de Lyon ; Hb K, LY, MPU, P, BR, FI, G, L ; C-A n°460. **90** – JOUFFROY-GONSANS Ermenfroy de (1833-1859). SBF, correspondant de GRENIER à Besançon, visita le Monné de Caunterets en 1852 ; Hb P (étiquettes aux initiales de « H.J. »). **91** – JOURDAN (n.i.). Actif XIXe siècle. **92** – KLINCKSIECK, Paul (1856-1909). Libraire et éditeur, actif 1907 ; Hb P. **93** – KÜPFER, Philippe (1942-1970). Universitaire de Neuchâtel, biogéographe, actif 1910. **94** – LABBÉ (n.i.). Actif 1849 ; Hb TL. **95** – LACAN (n.i.). Formateur d'un herbier inconnu vu par DULAC (1867). **96** – LAFITTE, Charles (1811-1895). Ecclésiastique, fréquenta MIÈGEVILLE, DUPUY et BORDÈRE ; Hb détruit. **97** – LAMBERTYE, Léonce de (1810-1877). Fréquenta PHILIPPE ; Hb PHILIPPE, MPU ; C-A n°489. **98** – ♥ LAPEYROUSE, Philippe Picot de (1744-1818). Actif 1782-1798 ; Hb principal TLM, Hb P (Hb LAMARCK), GRM (Hb VILLARS), BOR (Hb DUFOUR), MPU. **99** – LAPP, J. (n.i.). Actif 1922-1937 ; Hb TL. **100** – LARTIGUE, H. (n.i.). Hb P. **101** – LEBEL, Eugène (1801-1878). Actif Caunterets 1838 ; Hb VALLOT Nice, P. **102** – LE BRUN, Pierre (1894-1970). Enseignant, SBF 1915 ! (à l'âge de 21 ans en pleine Guerre mondiale), proche de COSTE, SOULIÉ, GAUSSEN et



Fig. 6. Herbier Lapeyrouse. TLM. Coll. Muséum Toulouse. Photo G.D.

VIVANT ; Hb BBF. **103** – **LE PRÉVOT**, Auguste (1787-1859). SBF 1854, actif Caunterets 1851 ; Hb P, GE. **104** – **LEREDDE**, Claude (1920-1996). Universitaire toulousain proche de GAUSSEN ; C-A n°544. **105** – **LHOMME**, Léon (1867-1949). Éditeur proche de FLAHAULT et COSTE, actif 1911 ; Hb P, MPU. **106** – **LITARDIÈRE**, René Verriet de (1888-1957). Universitaire, spécialiste des Festuca, actif 1947-1951 ; C-A n°557. **107** – **LOISELEUR-DESLONGCHAMPS**, Jean (1774-1849). Visita Barèges et Caunterets. **108** – **LOMBARD** (n.i.). Actif Gavarnie 1846-1847. **109** – **LOMBARD**, E. (n.i.). Ecclésiastique, actif Caunterets 1881 ; Hb LY (Hb ROUY), TL. **110** – **LORET**, Henri (1811-1888). Actif 1853-1860, fréquenta PHILIPPE et BORDÈRE ; Hb MPU, P ; C-A n°561. **111** – **MAILHO**, Jean-Baptiste (1858-1947). Ecclésiastique, cité par COSTE. **112** – **MANCEAU**, André (1829-1871). Bibliothécaire, SBF 1871, actif Barèges et Gavarnie. **113** – **MARÇAIS**, Edouard (1847-1925). Ecclésiastique ; SBF 1881, actif 1886-1887 ; Hb P, MPU. **114** – **MASSEY**, Placide (1777-1853). Actif 1792-1799, élève de RAMOND ; Hb BBF, P. **115** – **MASSOT**, Aimé (1806-1869). Actif à Barèges, ami de LORET. **116** – **MIEGEVILLE**, Dominique (1814-1901). Ecclésiastique, SBF ; Hb principal Castelnau-Magnoac, transféré à Tucuman (Argentine) en 1905, puis détruit, fragments à MPU (Hb général, Hb GARROUTE), LY (Hb ROUY). **117** – **MIRBEL**, Charles Brisseau de (1776-1854). Élève de RAMOND ; Hb G. **118** – **MONCEAU** (n.i.). Cité par BUBANI et COSTE. **119** – **MONICOT** (n.i.). Cité par COSTE. **120** – **MONNIER** (n.i.). Actif à Caunterets 1828, cité par ROUY. **121** – **MOUILLARD**, Louis (1875-1937). Instituteur à Caunterets, SBF 1907 ; Hb détruit après décès, deux parts d'*Aster pyrenaicus* dans Hb P. et G. **122** – **MOUILLEFARINE**, Alexis (1839-1909). Avoué, SBF 1858, récolteur, actif à Caunterets en 1902 ; Hb TL ; C-A n°640. **123** – **MUE**, Henri (1871-1913). Commis contributions indirectes, actif 1860-1900, fréquenta BUBANI et DULAC ; Hb principal inconnu, Hb TL, (Hb BUBANI GE ?). **124** – **NANSOUTY**, Charles Champion-Dubois de (1815-1895). Militaire ; Hb d'amateur pic du Midi de Bigorre (BBF). **125** – **NEYRAUT**, Edmond (1855-1940). Employé ferroviaire à Bordeaux, SBF 1888, récolteur acharné ; Hb principal MPU, Hb B, C, DNB, E, G, GB, GH, JE, NMW, P, PI, TL, VT, Z. **126** – **PACKE**, Charles (1826-1896). S'est intéressé en amateur à la flore des sommets, a publié en langue anglaise un *Guide to the Pyrenees* (1867) contenant un chapitre botanique. **127** – **PAILHÉ**, François. Avocat à Bagnères-de-Bigorre, actif 1859 ; Hb inconnu (ou fusionné Hb PHILIPPE ?). **128** – **PALASSOU**, Bernard de (1745-1830). Actif 178. **129** – **PARSEVAL-GRANDMAISON**, Jules de (1795-1876). Avocat, SBF 1855, actif à Caunterets 1852. **130** – **PETIT**, Félix (n.i.). Récolteur, actif à Héas 1824-1829 ; Hb G, P. **131** – **PHILIPPE**, Xavier Philippe CAMUS, dit (1802-1866). Militaire, taxidermiste, naturaliste ; auteur de *L'Herbier des Pyrénées* et de *la Flore des Pyrénées* (1859) ; Hb principal Petit séminaire Saint-Pé-de-Bigorre et ADPA, Hb BORD, G, NA, MPU (Hb COSSON), P, BBF (Hb BORDÈRE). **132** – **PITARD**, Charles (1873-1927). SBF, actif 1895-1911 ; Hb P, G. **133** – **POLI**, Henri de (1834-1905). SBF, actif 1873-1875. **134** – **POUCEL**, Joseph (1878-1971). Chirurgien, naturopathe, aquarelliste, visita Gavarnie 1931-1962. Bibl. Univ. Marseille Saint-Charles. **135** – **PRÉVOT**, Jean (1600 ?-1660 ?). Médecin gradué Université de Montpellier,



Fig. 7. Herbier Philippe. Coll. ADPA, Pau. Photo ADPA.

premier botaniste du 65, actif 1644-1655, auteur du premier ouvrage imprimé relatif à la flore du 65. **136** – **PRUDHOMME**, Jean (1925-2004). Instituteur, SBF 1947, herborisa avec VIVANT ; Hb principal Frankfurt Palmgarten, Hb TL, BBF (Hb VIVANT). **137** – **PUJOLLE** (n.i.). Actif à Bagnères-de-Bigorre en 1867 ; Hb inconnu. **138** – **RAMOND DE CARBONNIÈRES**, Louis (1755-1827) ; Hb principal BBF, Hb BORD (Hb DUFOUR), DNB, FI, G, P, TLM (Hb LAPEYROUSE). **139** – **RETZ**, Bernard de Servies de (1910-2004). Spécialiste des *Hieracium* ; Hb P, TL. **140** – **RICARD**, Victorine (1775-1871). Visita Caunterets 1851, connue de Dulac. Formatrice d'un grand herbier ; Hb P. **141** – **RONDOU**, Jean-Pierre (1860-1935). Entomologiste, instituteur, adjoint de BORDÈRE à Gèdre ; Hb d'amateur Mairie de Gavarnie-Gèdre puis BBF. **142** – **ROUY**, Georges (1851-1924). Journaliste, actif 1893-1902 ; Hb LY ; C-A n° 766. **143** – **SAINT-AMANS**, Jean Florimont Boudon de (1748-1831).



Fig. 8. Herbier Ramond. BBF Coll. CBNPMP, Bagnères-de-Bigorre. Photo G.D.



Fig. 9. Portrait de l'abbé Joseph SOULIÉ. Photo et coll. Société des lettres, sciences et arts de l'Aveyron, Rodez.

Militaire, actif 1789. **144** – SAINT-YVES, Alfred (1855-1933). Spécialiste des Festuca ; Hb MPU. **145** – SALTEL, Étienne (1837-1906). Ecclésiastique, actif 1888 ; Hb MPU. **146** – ♥ SAULE, Marcel (1929-viv). Instituteur, dessinateur

naturaliste ; Hb privé constitué pour illustrer ses Flores et travaux. **147** – SEGRET, Louis (1867-1949). Ecclésiastique, SBF 1903 ; Hb P. **148** – SENNEN, Étienne Granier-Blanc, dit FRÈRE (1861-1937). Ecclésiastique, actif 1903 ; Hb TL. **149** – SERRES, J. (n.i.) actif 1947-1963 ; Hb TL. **150** – ♥ SOULIÉ, Joseph (1868-1930) Ecclésiastique, actif 1906-1914, Hb constitué de 1886 à 1919 fusionné avec Hb COSTE ; Hb principal MPU, Hb E, MANCH, quelques parts dans Hb P, TL, BBF (LE BRUN). **151** – SPRUCE, Richard (1817-1893). Bryologue, actif à Estaubé, Gavarnie en 1845-1846. **152** – SQUIVET DE CARONDELET, Joseph (1878-1966). Ecclésiastique, bryologue, a découvert *Utricularia minor* à Lourdes ; Hb principal MPU, Hb BBF (Hb LE BRUN, 1 part). **153** – STUART MILL, John (1806-1873). Philosophe, actif 1820, fréquenta BENTHAM ; Hb d'amateur Musée Requien Avignon. **154** – SUDRE, Henri (1862-1918), spécialiste des Rubus, actif à Cauterets en 1897 ; Hb BORD, TL. **155** – SURCOUF, Jacques (1868-1934). Entomologiste Muséum, actif Cauterets 1912. **156** – TATTIGNÉ, Jacqueline. Active 1950-1962 ; Hb P. **157** – TERRÉ, Joseph (1908-1986). Actif 1950-1956 ; Hb TL. **158** – TIMBAL-LAGRAVE, Edouard (1819-1888). Pharmacien, descripteur de *Campanula jaubertiana* ; Hb principal TL, Hb AUT, CGE, E, FI, G, LY, MPU, NMW, P. **159** – ♥ TOURNEFORT,



Fig. 10. Portrait collectif des participants à la 67^e session extraordinaire de la Société botanique de France, pic du Midi de Bigorre, 22 juillet 1948. Figurent notamment : AYLIES, BREISTROFFER, CHOUARD, GAUSSEN, HEIM, JELENE, LEREDDE, OZENDA, MAUBLANC, TURMEL, VILMORIN, VIVANT. Photo ALIX, coll. privée J. VIVANT.

Joseph Pitton de (1656-1708). Professeur au Collège royal, actif 1685 ; Hb principal P-TRF (« coffre-fort »), Hb OXF. **160** – TROTIEREAU, André (1912-2001). Horloger micromécanicien d'aviation ; Hb P. **161** – VALLOT, Joseph (1844-1925). Rentier, secrétaire général SBF1882, actif 1882-1888 ; Hb principal Muséum Nice, quelques parts dans Hb P. **162** – VERGUIN, Louis (1868-1936). Militaire, spécialiste des *Festuca*, actif 1903-1927 ; Hb P, MPU, TL. **163** – VIGUIER (n.i.). Visita Gavarnie 1849 ; Hb MPU. **164** – ♥ VIVANT, Jean (1923-2010). Enseignant, naturaliste, SBF 1947 ; Hb BBF. **165** – WEDDEL, Hugh d'Algernon (1819-1877). Visita Héas 1860. **166** – ZEILLER, René (1847-1915). Inspecteur général des mines, paléobotaniste. Visita Saint-Pé-de-Bigorre et Cauterets. **167** – ZETTERSTEDT, Johann (1828-1880). Universitaire suédois, bryologue et floriste ; Hb UPS, S, C, G, GB, MPU, NMW, une part dans Hb PHILIPPE ADPA.

REMERCIEMENTS

Merci particulièrement à Gérard-Guy AYMONIN (†) et André CHARPIN pour l'aide apportée à renseigner précisément ce travail, grâce à leur connaissance exhaustive des botanistes français.

BIBLIOGRAPHIE

- AYMONIN, G.G. & A. CHARPIN. 2002-2004. – Bibliographie sélective des flores de France. Notices biographiques des auteurs cités. *Journal de botanique de la Société botanique de France*, 20 [2002] : 65-104 ; 21 [2003] : 48-88 ; 25 [2004] : 49-86 ; 27 [2004] : 47-87.
- DULAC, J. 1867. – *Flore du département des Hautes-Pyrénées*. F. SAVY, Paris, xii-641 pp.
- DUSSAUSOIS, G. 1978. – *Bibliographie botanique des Pyrénées centrales et occidentales de France et d'Espagne*. Université Paul-Sabatier, Laboratoire de Botanique et Biogéographie, Toulouse, 114 pp.
- DUSSAUSOIS, G. 2011. – Henri BORDÈRE (1825-1889), le botaniste du Pays Toy. *Lavedan et Pays Toy*, 42, 155-166.
- LANJOUW, J. & F.A. STAFLEU. – 1952. *Index herbariorum. Part 1: The herbaria of the World*. International Association for Plant Taxonomy, Utrecht, 1^{re} éd., 174 pp.
- LANJOUW, J. & F.A. STAFLEU. – 1954. *Index herbariorum. Part 2: Collectors*. International Association for Plant Taxonomy, Utrecht, 1^{re} éd., 174 pp.
- SAULÉ-SORBÉ, H. & G. LARGIER (coord.). 2010. – *Les botanistes de la flore pyrénéenne*. Éditions du Pin à crochets, Pau, 312 pp.

**Session Connaissance de la flore :
étude de la diversité génétique**

***Conocimiento de la flora :
estudio de la diversidad genética***

**Knowledge of flora :
study of genetic diversity**

Structuration génétique et histoire phylogéographique de *Rhododendron ferrugineum* (Ericaceae) dans les Pyrénées

Olivia Charrier^{1,2}, Pierre Dupont^{1,2}, André Pornon^{1,2}
& Nathalie Escaravage^{1,2}

1. Université Toulouse III Paul-Sabatier, Laboratoire Évolution & Diversité Biologique (EDB),
118 route de Narbonne, bâtiment 4R1, F-31062 Toulouse, France
2. CNRS, EDB, UMR 5174, F-31062 Toulouse, France
Auteur correspondant : andre.pornon@univ-tlse3.fr

RÉSUMÉ

La variation génétique chez les espèces végétales est déterminée par de nombreux facteurs (mode et système de reproduction, traits d'histoire de vie, événements climatiques). Dans les écosystèmes alpins, les changements abiotiques locaux peuvent induire des patrons d'adaptations génétiques complexes. Les Pyrénées s'étendent entre la Méditerranée et l'océan Atlantique, formant une barrière géographique aux migrations de nombreuses espèces. Les influences climatiques océaniques et méditerranéennes ont permis la formation de refuges glaciaires à basse altitude et de nunataks le long de la chaîne pyrénéenne. Afin d'étudier la structure génétique de *Rhododendron ferrugineum*, nous avons génotypé 645 individus des Pyrénées, des Alpes et du Jura à l'aide de 27 marqueurs microsatellites. Les résultats montrent une diversité génétique plus élevée dans les Alpes que dans les Pyrénées suggérant une migration nord/sud de cette espèce, avec une perte de diversité génétique lors des épisodes de colonisation. Dans les Pyrénées, cinq groupes génétiquement distincts ont été détectés. La forte diversité génétique dans certaines populations suggère la présence de refuges dans des zones de basse altitude à l'est et dans des nunataks et refuges de basse altitude au centre et à l'ouest de la chaîne des Pyrénées. Ces événements historiques expliquent la forte structuration génétique de *R. ferrugineum* à l'échelle des Pyrénées laquelle est maintenue par de faibles flux de gènes entre les populations.

Mots-clés : Ericaceae, marqueurs microsatellites, génétique des populations, routes de colonisation

Genetic structure and phylogeographical history of *Rhododendron ferrugineum* (Ericaceae) in the Pyrenees

ABSTRACT

Genetic variation within plant species is determined by a number of factors (reproductive mode, breeding system, life history traits or climatic events). In alpine regions, plants experienced high abiotic heterogenic conditions that influence the population's genetic structure. The Pyrenees are a mountain range acting as a biogeographical barrier. Mediterranean and oceanic climatic influences allow the presence of nunataks or lowland unglaciated peripheral area along the Pyrenees. In order to investigate the genetic structure and phylogeographical history of *Rhododendron ferrugineum* across the Pyrenees, we used 27 microsatellite markers to genotype 645 individuals from the Pyrenees, Alps and Jura Mountain. Genetic diversity was higher in the Alps than in the Pyrenees suggesting colonization waves from the Alps to the Pyrenees. Pyrenean populations may have suffered from bottlenecks leading to a loss of genetic biodiversity. Two separate genetic lineages were found in the Alps and Pyrenees, with a substructure of five genetic clusters in the Pyrenees. The eastern populations showed the presence of rare alleles that can indicate the presence of alpine low land refugia. The clustering pattern at the central and western part of the Pyrenees and the high genetic diversity of certain populations suggest nunatak refugia along the chain. Moreover, the low gene flow among clusters may maintain the genetic differentiation of *R. ferrugineum*.

Key words: Ericaceae, microsatellite markers, population genetics, post-glacial colonization

**Estructuración genética e historia phylogeographical
de *Rhododendron ferrugineum* (Ericaceae)
a la escala de los Pirineos**

RESUMEN

La variación genética en las especies vegetales esta determinada por varios factores (sistema de reproducción, rasgos de historia de vida, eventos climáticos). En los ecosistemas alpinos, los cambios abióticos pueden inducir el ensamblaje de las adaptaciones genéticas complejas a una escala local. Los Pirineos forman una barrera geográfica a las migraciones de numerosas especies. Las influencias del clima oceánico y mediterráneo permitieron la formación de refugios glaciares y de nunataks. Con el objetivo de estudiar la estructura genética de *Rhododendron ferrugineum*, hemos genotipado individuos provenientes de 33 poblaciones de los Pirineos, Alpes y el Jura utilizando 27 microsateélites. Los resultados muestran una diversidad genética mas elevada en los Alpes que en los Pirineos, las poblaciones Pirenaicas sufren una pérdida de la diversidad genética durante la colonización. Las dos líneas genéticas encontradas en los Alpes estarían al origen de las dos principales líneas Pirenaicas. En los Pirineos, la segunda línea compone cuatro líneas genéticamente distintas. La fuerte diversidad genética en ciertas poblaciones sugiere la presencia de refugios en zonas de baja altitud (Pirineos orientales) y dentro de las nunataks en el centro y oeste de la cadena. Estos eventos históricos podrían explicar la fuerte estructuración genética de *R. ferrugineum* a la escala de los Pirineos la cual se mantiene por los bajos flujos de genes entre la poblaciones.

Palabras clave: Ericaceae, microsateélites, genética de poblaciones, vias de colonización

I. Introduction

Le maintien d'une diversité génétique élevée au sein d'une espèce est indispensable pour permettre son adaptation à des conditions environnementales changeantes (FRANKEL *et al.* 1995, FREEMAN & HERON 2007). Les prédictions actuelles suggèrent que les effets des changements climatiques seront les plus faibles au niveau des tropiques et les plus forts aux latitudes et altitudes élevées (KÖRNER 1999). Ainsi, les écosystèmes alpins, considérés comme des points chauds de biodiversité risquent d'être particulièrement menacés par les changements climatiques (KÖRNER 2003). Récemment, de nombreuses études ont montré un fort impact des pressions environnementales sur la diversité génétique des espèces (PAULS *et al.* 2013). Par conséquent, il semble indispensable d'étudier l'impact des changements climatiques passés sur la structure génétique actuelle d'une espèce (HAHN *et al.* 2012) afin d'en inférer les effets des changements futurs.

Chez les espèces végétales, la variation génétique est déterminée par de nombreux facteurs actuels ou passés agissant localement et à une large échelle spatiale. Dans les écosystèmes alpins, les changements abiotiques (topographie, température, enneigement, humidité ou composition du sol) le long de gradients altitudinaux et longitudinaux peuvent influencer les processus biologiques chez les plantes. Cela peut notamment induire des patrons d'adaptations génétiques complexes à une échelle locale. En plus des facteurs abiotiques, les traits d'histoire de vie d'une espèce peuvent influencer la structuration génétique. Par exemple, les espèces autogames ou clonales présentent généralement une plus faible diversité génétique et un plus fort degré de différenciation inter-populationnelles que les espèces allogames (HAMRICK & GODT 1996). Par ailleurs, les espèces ayant un système mixte de reproduction sexuée (auto et allogame) maintiennent un niveau élevé de diversité génétique, ce qui semble être avantageux pour les espèces végétales se développant dans les écosystèmes alpins (KÖRNER 2003). Les effets combinés

des traits d'histoire de vie et les conditions abiotiques hétérogènes à petite échelle peuvent induire une adaptation locale des espèces et une forte différenciation génétique entre les populations.

À une plus large échelle, les patrons génétiques des espèces sont influencés par les conditions climatiques passées (HEWITT 2000). Dans les régions tempérées, par exemple, l'aire de répartition des espèces a été modifiée au cours du Pléistocène lors de la succession de périodes glaciaires et interglaciaires. En montagne, les avancées et retraits périodiques des glaciers ont obligé les espèces à se déplacer vers des zones refuges de basse altitude ou à survivre dans des zones de haute altitude non englacées (nunataks). Les glaciations ont conduit à un isolement géographique et génétique de certaines populations suivi par des événements de fondations lors de la recolonisation des aires libérées des glaces, induisant une perte de diversité génétique de l'espèce (HEWITT 2000).

Les patrons génétiques et l'histoire phylogéographique de plusieurs espèces (STEHLIK *et al.* 2002, BYARS *et al.* 2009) ont été étudiés dans diverses régions de montagnes, mais jusqu'à maintenant peu d'études ont porté sur les Pyrénées (SEGARRA-MORAGUES *et al.* 2007, LAUGA *et al.* 2009, ESCARAVAGE *et al.* 2011). Situées au sud-ouest de l'Europe, les Pyrénées s'étendent le long d'un axe est-ouest entre la mer Méditerranée et l'océan Atlantique, et forment une barrière géographique aux migrations nord/sud de nombreuses espèces animales et végétales. Des études ont suggéré la présence de deux refuges principaux de basse altitude, l'un au sud-ouest et l'autre à l'est des Pyrénées sous influences climatiques océaniques et méditerranéennes respectivement (JEANNEL 1946, MÉDAIL & DIADEMA 2009, DZIALUCK *et al.* 2009). Par ailleurs, des données biologiques et géologiques démontrent que durant les périodes glaciaires, la calotte glaciaire ne couvrait pas complètement les hauts sommets et descendait rarement en dessous de 1 000 m d'altitude (JALUT *et al.* 1992). Il est donc possible que des zones nunataks aient été des refuges pour

certaines espèces de haute altitude (SEGARRA-MORAGUES *et al.* 2007). L'isolement des populations dans des zones refuges ainsi que la recolonisation des Pyrénées depuis celles-ci ont pu conduire à des patrons de structure génétique complexes à l'échelle du massif.

Nous avons étudié l'espèce subalpine, *Rhododendron ferrugineum* L., répandue dans les Alpes et les Pyrénées mais rare dans le Jura. *Rhododendron ferrugineum* est une espèce entomogame possédant un système mixte de reproduction sexuée (auto et allogamie). Afin d'étudier la structure génétique des populations de cette espèce, nous avons génotypé les individus de 33 populations (20 individus par population) des Pyrénées, des Alpes et du Jura à l'aide de 27 marqueurs microsatellites. Le but de cette étude est de comprendre quel est l'impact de l'histoire phylogéographique de cette espèce sur sa structure génétique actuelle. L'origine asiatique du genre *Rhododendron* (GOETSCH *et al.* 2005) implique une migration est-ouest de l'Asie vers l'Europe. En France, les populations alpines auraient migré vers les Pyrénées. Trois principales hypothèses peuvent être avancées quant à leur condition de survie dans les Pyrénées durant les différents épisodes glaciaires :

(Hyp. 1) L'espèce peut s'être réfugiée dans l'un des deux principaux refuges à l'est et au sud-ouest de la chaîne des Pyrénées. Dans cette hypothèse, on devrait observer une forte diversité génétique aux environs de ces deux zones refuges avec une érosion graduelle de la diversité génétique le long des routes de colonisation. En effet, les individus participant à la recolonisation d'un milieu ne représentent qu'une faible fraction de la diversité génétique présente dans les zones refuges (TABERLET *et al.* 1998).

(Hyp. 2) L'espèce peut avoir survécu dans des nunataks, zones refuges de haute altitude réparties le long de la chaîne pyrénéenne. Ces populations auraient subi de longues périodes d'isolement conduisant à une succession de groupes génétiquement bien différenciés mais ayant une faible diversité génétique intra-populationnelle.

(Hyp. 3) Une moindre différenciation entre groupes génétiques suggérerait que l'espèce a survécu dans de grands refuges de basse altitude permettant des flux de gènes importants. Lors des recolonisations à partir de ces zones refuges, il est possible que de petites populations possédant des allèles rares aient persisté à basse altitude.

II. Matériel et méthodes

1. Espèce d'intérêt

Rhododendron ferrugineum L. (Ericaceae) est un arbuste nain pouvant atteindre 80 cm de haut, sempervirent, à répartition subalpine. Cette espèce forme des landes localement très denses de 1 500 à 2 200 m d'altitude dans les Alpes et dans les Pyrénées, sur les faces nord à nord-ouest. Cette espèce est également retrouvée dans le nord des Apennins, dans les Alpes Apuanes et dans le Jura. Dans les Pyrénées, de petites populations isolées sont présentes entre 900 à 1 500 m d'altitude. *R. ferrugineum* est une espèce à floraison massive fleurissant de fin mai à fin juillet (en fonction de l'altitude) et pouvant produire plus de 3 000 fleurs rouges et nectarifères par m² (DELMAS *et al.* 2014). Des études antérieures ont montré

que, dans les Alpes, les fleurs sont protandres (grains de pollen matures avant le stigmate) et sont principalement pollinisées par des Hyménoptères du genre *Apis* et *Bombus* (ESCARAVAGE *et al.* 1997, ESCARAVAGE & WAGNER 2004). D'autres pollinisateurs tels que les Diptères et les Coléoptères sont des pollinisateurs secondaires. *Rhododendron ferrugineum* possède un système mixte de reproduction sexuée et peut également se multiplier végétativement par marcottage.

2. Sites étudiés et échantillonnage

Nous avons échantillonné 29 populations des Pyrénées, une du Jura et trois des Alpes situées entre 1 070 à 2 200 m d'altitude (Fig. 1). Les populations ont été séparées en trois groupes d'altitude : basse (de 1 000 à 1 450 m), intermédiaire (de 1 450 à 1 900 m) et haute altitude (de 1 900 à 2 200 m). Dans les Pyrénées, les populations ont été échantillonnées le long d'un transect longitudinal traversant trois régions : Languedoc-Roussillon (partie orientale des Pyrénées), Midi-Pyrénées (Pyrénées centrales) et Aquitaine (partie occidentale de la chaîne). Une estimation de la taille des populations est donnée dans le tableau 1 (<1 ha, 1-10 ha, 10-20 ha, 20-50 ha, 50-100 ha, >100 ha).

3. Extraction d'ADN et marqueurs microsatellites

Pour chacune des 33 populations, les jeunes feuilles de 20 individus (excepté pour les petites populations LapL et JuraL) ont été récoltées (645 individus au total), séchées dans du silica gel sur le terrain puis stockées à -20°C. Pour chaque individu, 20 mg de feuilles ont été broyées et l'ADN a été extrait à l'aide du DNeasy-Plant Mini Kit (Qiagen, Courtaboeuf, France). Nous avons utilisé 27 marqueurs microsatellites nucléaires polymorphes développés par DELMAS *et al.* (2011) et CHARRIER *et al.* (2013) par pyroséquençage (454 FLX Titanium, Roche Applied Science, Meylan, France). Les amorces sens ont été marquées avec des fluorochromes (Eurofins MGW Operon, Courtaboeuf, France) et ont été multiplexées dans six PCR. La longueur des fragments a été lue sur un séquenceur ABI 3730 (Applied Biosystems, Courtaboeuf, France) puis analysée avec le logiciel GENEMAPPER version 4.0.

4. Analyses des données

4.1. Diversité génétique

Des tests de clonalité ont été effectués pour tous les individus à l'aide du logiciel GenAlex 6.5 (PEAKALL & SMOUSE 2006). La présence d'allèles nuls a été vérifiée avec le logiciel MICRO-CHECKER (VAN OOSTERHOUT *et al.* 2004) et l'écart à la loi de Hardy-Weinberg a été estimé grâce aux tests de Fischer (logiciel GENEPOP 3.4 ; RAYMOND & ROUSSET 1995). Nous avons utilisé le logiciel GenAlex 6.5 afin de calculer pour chaque locus et chaque population (Tableau 1) le nombre d'allèles, la richesse allélique (A_r), l'hétérozygotie observée (H_o) et attendue (H_e) et le coefficient de consanguinité (F_{IS}).

4.2. Différenciation et structure génétique des populations

Les valeurs de F_{ST} (niveau de différenciation génétique ; WEIR & COCKERMAN 1984) ont été calculées pour chaque paire de populations avec GENODIVE 2.0 (MEIRMANS & VAN TIENDEREN 2004). La significativité des valeurs obtenues a été

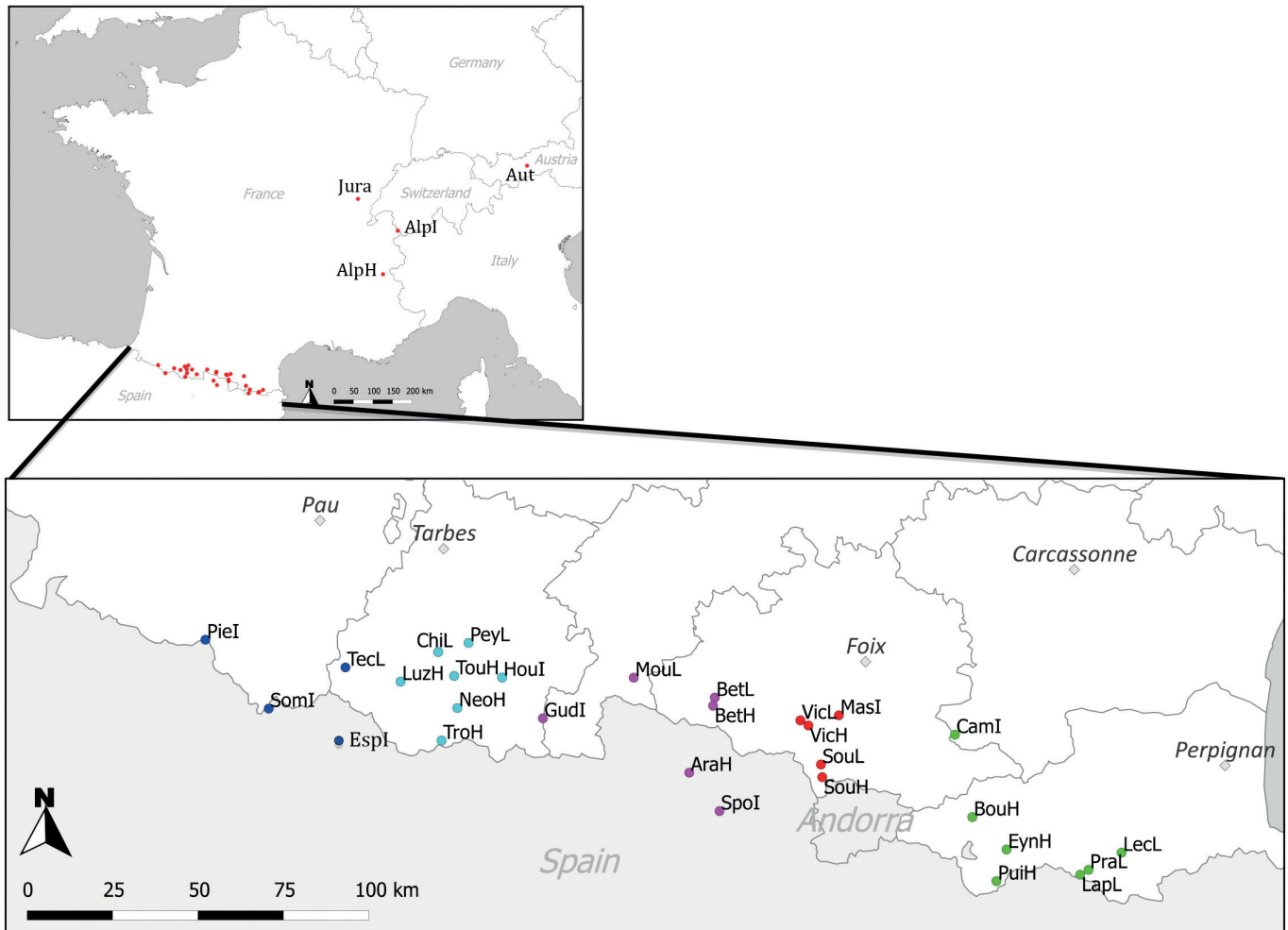


Fig. 1. En haut. Localisation des populations de *Rhododendron ferrugineum* échantillonnées dans les Alpes, Jura et Pyrénées. En bas. Carte détaillée des populations pyrénéennes (les couleurs correspondent aux cinq groupes génétiques).

vérifiée par un test de permutation (1 000 répétitions) avec le logiciel GENETIX 4.05 (BELKHIR *et al.* 2004).

Nous avons analysé la structuration génétique des populations avec le logiciel STRUCTURE (ver. 2.3.3 ; PRITCHARD *et al.* 2000). Le modèle avec introgression a été appliqué 50 fois pour chaque valeur de K (de 1 à 34).

III. Résultats

Pour les 645 individus, un total de 153 allèles est détecté à l'aide des 27 marqueurs microsatellites. Aucun clone n'est trouvé parmi les individus échantillonnés et la probabilité de présence d'allèles nuls est très faible. Parmi les 33 populations étudiées, 12 ne sont pas à l'équilibre de HW.

1. Diversité génétique et richesse allélique

Le nombre d'allèles varie de 2 à 15 en fonction des locus (6,25 allèles en moyenne). Seize allèles rares (allèle présent dans seulement une population) sont présents dans les populations AlpH (10 allèles), AutH (2 allèles), AlpI (1 allèle) et dans certaines populations pyrénéennes (TouH, PraL et LapL possédant chacune un allèle rare). La richesse allélique (Tableau 1) varie de 2 à 4,30 en fonction des sites. Les richesses alléliques les plus élevées sont observées dans les Alpes (AlpI = 3,70, AlpH = 4,30) et dans une des populations

les plus au sud des Pyrénées centrales (SpoI = 4,18), tandis que les plus faibles richesses alléliques sont trouvées à l'ouest de la chaîne des Pyrénées (PieI = 2,00, SomI = 2,26, EspI = 2,27) et dans les Pyrénées centrales (AraH = 2,26). Les valeurs moyennes de A_r , H_o et H_e atteignent 4,6, 0,37, 0,35 dans les Pyrénées et 5,2, 0,50 et 0,45 dans les Alpes. L'hétérozygotie attendue (H_e) et observée (H_o) varie de 0,20 à 0,59 et de 0,29 à 0,56 respectivement. Les valeurs les plus élevées de H_e sont observées dans les Alpes et dans le Jura (de 0,39 à 0,57) et dans certaines populations pyrénéennes (SpoI = 0,43 et NeoH = 0,44) alors que les valeurs les plus faibles sont dans les populations de l'est (LecL, PraL, AraH) et de l'ouest (EspI et PieI) des Pyrénées. Ces populations sont isolées et de petite taille (<1 ha) à l'exception de EspI (>100 ha). Un excès significatif d'hétérozygotes (FIS de -0,07 à -0,21) est détecté dans trois populations de l'est (LecL, PraL et PuiH) et dans quatre populations centrales (CamI, VicH, VicL, Tecl). À l'inverse, un déficit significatif en hétérozygotes est trouvé dans quatre populations, avec des valeurs particulièrement élevées pour SomI (0,16) et EspI (0,31).

2. Différentiation et structuration génétique

Les valeurs de F_{ST} sont significativement différentes de zéro pour toutes les paires de populations excepté pour

Massif	Sites	Code des population	Coordonnées GPS	Taille des populations (ha)	Altitude (m)	n	Ar	Allèles Privés	HO	HE	FIS
Alpes	La Vornaine	AlpI	45°02'07"N 06°24'19"E	>100	1560	20	3.70	1	0.49	0.49	0.04
	Col du Lautaret	AlpH	46°00'08"N 06°57'18"E	5-10	2100	20	4.30	10	0.59	0.57	-0.01
	Parscherkofel	AutH	47°12'32"N 11°27'18"E	50-100	2000	20	2.89	2	0.41	0.39	-0.03
Jura		JuraL	42°57'N 05°44'E	<1	1300	10	2.67	0	0.48	0.44	-0.06
Pyrénées orientales	Léca	LecL	42°28'07"N 02°31'40"E	<1	1250	20	2.37	1	0.34	0.30	-0.11
	Prats de Mollo	PraL	42°25'21"N 02°24'38"E	<1	1450	20	2.44	1	0.31	0.32	0.02
	Lapreste	LapL	42°24'34"N 02°22'51"E	<1	1230	15	2.44	0	0.42	0.34	-0.21
	Eyne	EynH	42°28'27"N 02°07'05"E	5-10	1915	20	2.78	0	0.38	0.35	-0.06
	Puigmal	PuiH	42°23'26"N 2°05'0"E	5-10	2045	20	2.74	0	0.39	0.34	-0.10
	Lac des bouillouses	BouH	42°33'31"N 01°59'42"E	50-100	2005	20	2.56	0,0	0.37	0.34	-0.05
Pyrénées centrales	Camurac	CamI	42°46'30"N 01°55'45"E	10-20	1600	20	2.92	0	0.42	0.38	-0.09
	Massat	MasI	42°49'18"N 01°30'75"E	<1	1500	20	2.59	0	0.41	0.40	0.0007
	Soulcem	SouH	42°39'28"N 01°27'27"E	50-100	2035	20	2.63	0	0.41	0.39	-0.01
	Soulcem	SouL	42°41'28"N 01°27'07"E	<1	1240	20	2.74	0	0.37	0.39	0.08
	Étang de lhers	VicH	42°47'36"N 01°24'16"E	20-50	1940	20	2.74	0	0.38	0.35	-0.07
	Étang de lhers	VicL	42°48'23"N 01°22'31"E	1-5	1275	20	2.44	0	0.36	0.32	-0.09
	Espot	SpoI	42°33'47"N 01°05'36"E	<1	1515	20	4.18	0	0.35	0.43	0.10
	Bethmale	BetL	42°51'42"N 01°04'02"E	1-5	1385	20	2.67	0	0.40	0.37	-0.06
	Bethmale	BetH	42°50'24"N 01°03'42"E	50-100	1920	20	2.92	0	0.40	0.37	-0.03
	Val d'Aran	AraH	42°39'45"N 00°58'56"E	<1	2075	20	2.26	0	0.29	0.29	0.05
	Le Mourtis	MouL	42°54'32"N 00°46'31"E	5-10	1440	20	2.59	0	0.33	0.33	0.04
	Peyragudes	GudI	42°47'42"N 00°27'14"E	5-10	1650	20	2.67	0	0.39	0.37	-0.03
	Hourquette d'ancizan	HouL	42°53'57"N 00°18'13"E	5-10	1565	20	2.74	0	0.42	0.40	-0.04
	Néouvielle	NeoH	42°48'N 00°09'E	50-100	2200	20	2.56	0	0.47	0.44	-0.03
	Le Peyras	PeyL	42°59'15"N 00°10'46"E	5-10	1220	20	2.33	0	0.36	0.36	0.03
	Col du Tourmalet	TouH	42°53'57"N 00°07'54"E	5-10	1950	20	2.81	1	0.42	0.39	-0.04
	Cirque de Troumouse	TroH	42°43'41"N 00°05'40"E	5-10	2080	20	2.44	0	0.39	0.38	0.02
	Chiroulet	ChiL	42°57'38"N 00°04'17"E	1-5	1240	20	2.70	0	0.38	0.37	0.02
	Luz-Ardiden	LuzH	42°52'45"N 00°03'34"W	10-20	1905	20	2.63	0	0.37	0.37	0.02
	Huesca	EspI	42°45'08"N 00°14'18"W	>100	1640	20	2.27	0	0.20	0.30	0.32
Lac du Tech	TecL	42°54'40"N 00°15'32"W	<1	1240	20	2.41	0	0.39	0.34	-0.11	
Col du Somport	SomI	42°47'41"N 00°31'38"W	<1	1645	20	2.26	0	0.33	0.37	0.16	
Pyrénées occidentales	Col de la Pierre-Saint-Martin	PieL	42°58'07"N 00°45'52"W	<1	1830	20	2.00	0	0.28	0.29	0.09

Tab. 1. Localisation géographique et diversité génétique de populations de *Rhododendron ferrugineum*. n = nombre d'échantillon, Ar = richesse allélique, H_o = hétérozygotie observée, H_e = hétérozygotie attendue, F_{IS} = coefficient de consanguinité (valeurs non significatives en gras, $P < 0.01$).

trois paires : BetH/BetL et SouH/SouL géographiquement très proches (moins de 3 km) et CamI/EynH éloignées de 35 km l'une de l'autre. La moyenne des valeurs de FST est relativement faible (0,267) et la plupart des valeurs les plus élevées (>0.33) résultent de la comparaison des populations de l'est et de l'ouest de la chaîne des Pyrénées.

Les analyses réalisées à l'aide du logiciel STRUCTURE montrent que le nombre de groupes génétiques le plus probable est $K = 2$ puis $K = 6$. Pour $K = 2$, les populations des Alpes, du Jura et de l'est des Pyrénées sont affiliées à une même lignée génétique tandis que les populations du centre et de l'ouest des Pyrénées sont groupées dans une seconde lignée génétique. La population AlpI comporte une proportion à peu près égale d'individus provenant des deux lignées. Pour $K = 6$, les populations des Alpes et du Jura sont assignées au

même groupe (CL1) et celles des Pyrénées sont séparées en cinq groupes répartis le long d'un gradient longitudinal (CL2 à CL6).

3. Flux de gènes

Les flux de gènes entre les populations étudiées (Alpes, Jura et Pyrénées) sont faibles ($N_m = 0,72$ migrants par génération), atteignant 2,88 pour l'ensemble des populations pyrénéennes, 2,10 entre les populations de l'est (CL2) et 5,9 pour la lignée du centre et de l'ouest (CL3 à CL6).

IV. Discussion

L'analyse microsatellite a révélé un niveau de diversité génétique relativement élevé dans les Pyrénées (Ar : 2 – 4,18 ;

HE : 0,29 – 0,44) mais cependant plus faible que dans les Alpes ou les Apennins (Ar : 2,71 – 5,57 ; HE : 0,37 – 0,68 ; BRUNI *et al.* 2012) ou que pour d'autres espèces pyrénéennes (*Pinus uncinata* : HE : 0,83 – 0,99 ; DZIALUK *et al.* 2009 ; *Quercus petraea* : HE : 0,76 – 0,84 ; ALBERTO *et al.* 2010). Bien que la multiplication végétative et l'autofécondation soient des facteurs diminuant la diversité génétique d'une espèce (KOELLING *et al.* 2011), la durée de vie élevée des individus (ESCARAVAGE *et al.* 1998, PORNON *et al.* 2000) et la forte dépression de consanguinité (données personnelles) pourraient permettre un maintien relativement élevé de la diversité génétique chez cette espèce. Le fort déficit en hétérozygotes trouvé dans certaines populations a également été observé dans les Apennins et dans les Alpes (BRUNI *et al.* 2012).

1. L'origine Alpine des lignées génétiques pyrénéennes

Le genre *Rhododendron*, originaire d'Asie (GOETSCH *et al.* 2005), aurait colonisé l'Europe d'est en ouest. Notre hypothèse est que des individus des Alpes auraient ensuite migré dans les Pyrénées induisant une plus faible diversité dans les Pyrénées que dans les Alpes. Dans notre étude, nous avons identifié deux lignées génétiques distinctes : la première trouvée seulement dans la population alpine AlpI et dans les populations du centre et de l'ouest des Pyrénées et la seconde également présente dans la population AlpI mais aussi dans les populations alpines AutH et AlpH, celle du Jura et dans les populations de l'est de la chaîne pyrénéenne. Comparées aux populations alpines, les populations pyrénéennes présentaient une plus faible diversité génétique (Ar, H_E, H_O) suggérant des goulots d'étranglement le long des routes de colonisation (DEMASURE *et al.* 1995, STEHLIK *et al.* 2002). La présence de steppes entre les Alpes et les Pyrénées (BURGA & PERRET 1998) ont pu permettre la migration d'espèces alpines soit par le sud-ouest des Alpes (SCHÖNSWETTER *et al.* 2005 ; KROPFT *et al.* 2006) soit par le nord des Alpes puis par le Massif central qui est considéré comme une route majeure de colonisation vers les Pyrénées (BRAUN-BLANQUET 1948).

2. Patron génétique et histoire phylogéographique de *R. ferrugineum* dans les Pyrénées

Le patron génétique actuel des populations de *R. ferrugineum* semble résulter de la colonisation des Pyrénées par deux lignées génétiques alpines, puis de l'isolement de certaines populations lors des évènements de glaciation. Au sein des Pyrénées, la forte différenciation et les faibles flux de gènes entre les deux lignées génétiques suggèrent qu'il y a eu peu d'introgession entre ces deux lignées. Cela est probablement dû aux barrières topographiques (hauts sommets, grands glaciers), à la dispersion des graines par barochorie et aux faibles distances parcourues par les pollinisateurs limitant les flux de gènes entre les populations et leur homogénéisation génétique. Une séparation entre les lignées de l'est et de l'ouest de la chaîne des Pyrénées est également observée chez d'autres espèces (*Papaver alpinum*, KROPFT *et al.* 2006 ; *Trifolium alpinum*, LAUGA *et al.* 2009).

Les populations de l'est de la chaîne sont peu différenciées les unes des autres malgré une distance relativement

importante entre elles (35 km entre CamI et EynH). Par ailleurs, elles se développent dans des environnements très différents, sont de tailles variables et présentent peu de flux de gènes. Cela suggère que ces populations ont récemment échangé des gènes. Ces échanges de gènes ont pu se faire dans de grands refuges de basse altitude durant les périodes glaciaires du Pléistocène, puis dans de grandes populations génétiquement connectées sur les grands plateaux d'altitude typiques des Pyrénées-Orientales.

Les petites populations isolées (PraL, LecL, LapL) présentent un niveau relativement élevé d'hétérozygotie (H_E, H_O) ainsi que des allèles privés malgré la faible richesse allélique probablement due à la perte d'allèles rares par dérive génétique (LESICA & ALLENDORF 1995). Ces petites populations se développent dans des conditions environnementales inhabituelles *i.e.* dans des vallées profondes et très ombragées, principalement couvertes de hêtres (*Fagus sylvatica* L.) parfois à proximité de forêts de *Quercus ilex* L.. Ces données suggèrent que ces populations sont des populations relictuelles (HAMPE & PETIT 2005) ayant persisté à basse altitude à la faveur de conditions abiotiques micro-stationnelles favorables et isolées depuis la remontée à haute altitude de l'espèce.

Les quatre groupes génétiques de la lignée de l'ouest semblent être une sous structure de la séparation est/ouest des Pyrénées. Une différenciation génétique claire apparaît entre les groupes CL3/CL4 et peu d'introgession est observée entre ces groupes et CL6. Les niveaux relativement élevés d'introgession entre les groupes CL5/CL4 et CL5/CL6 suggèrent des échanges de gènes assez récents. Ces introgessions concernent des populations parfois isolées et très éloignées les unes des autres (AraH et les populations de CL5). Des échanges de gènes pourraient avoir eu lieu dans de grands refuges de basse altitude le long du piémont pyrénéen avant la recolonisation des zones de haute altitude. Ce patron de colonisation a déjà été observé pour *Quercus petraea* (Matt.) Lieb. (ALBERTO *et al.* 2010) et suggéré pour *Aster pyrenaicus* Desf. ex DC. (ESCARAVAGE *et al.* 2011). Par ailleurs, le patron de distribution en groupes génétiquement différents les uns des autres et ayant des niveaux de diversité génétique comparables est compatible avec l'hypothèse de survie d'une espèce dans différents refuges comme cela a été proposé pour d'autres espèces pyrénéennes (LAUGA *et al.* 2009, SEGARRA-MORAGUES *et al.* 2007). Les fortes diversités génétiques observées dans les populations SpoI et TouH (possède un allèle privé) pourraient indiquer la présence de refuges de haute altitude (nunataks) le long de la chaîne pyrénéenne. Le patron phylogéographique dans cette partie des Pyrénées pourrait à la fois résulter d'un isolement et d'une différenciation des populations dans des nunataks mais également d'échanges de gènes dans des refuges de basse altitude.

En conclusion, les Pyrénées sont habituellement vues comme une barrière aux migrations nord/sud des espèces. À l'instar de précédents travaux (LAUGA *et al.* 2009, SEGARRA-MORAGUES *et al.* 2007), notre étude révèle un rôle plus complexe des Pyrénées dans les processus biogéographiques. *Rhododendron ferrugineum* présente deux lignées génétiquement isolées, qui ont probablement colonisé les Pyrénées depuis les Alpes et le Jura. Nos résultats montrent que la lignée de l'est a

probablement survécu aux événements de glaciation dans de grands refuges de basse altitude, laissant de petites populations relictuelles lors de la recolonisation des hautes altitudes, ce qui est en accord avec notre Hyp. 3. Au centre et à l'ouest de la chaîne, la structuration génétique en groupes distincts suggère que l'espèce a survécu dans des nunataks (Hyp. 2) mais également, possiblement, dans des refuges de basse altitude (Hyp. 1). Aucune donnée palynologique n'est disponible pour confirmer l'une ou l'autre de ces hypothèses en raison de la rareté des pollens entomophiles dans les sédiments et de la difficulté de différencier les pollens de *R. ferrugineum* et de *Vaccinium* spp.

BIBLIOGRAPHIE

- ALBERTO, F., J. NIORT, J. DERORY, O. LEPAIS, D. GALOP, A. KREMER. 2010. – Population differentiation of sessile oak at the altitudinal front of migration in the French Pyrenees. *Molecular Ecology*, 19: 2626 - 2639.
- BELKHIR, K., P. BORSA, L. CHIKHI, N. RAUFASTE, F. BONHOMME. 2004. – GENETIX 4.0. Laboratoire Génome, Populations, Interactions, CNRS UMR 5000, Université de Montpellier II, Montpellier.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1948. – Les souches préglaciaires de la flore pyrénéenne. *Collectana Botanica*, 2: 1-23.
- BRUNI, I., F. DE MATTIA, M. LABRA, F. GRASSI, S. FLUCH, M. BERENYI, C. FERRARI. 2012. – Genetic variability of relict *Rhododendron ferrugineum* L. populations in the Northern Apennines with some inferences for a conservation strategy. *Plant Biosystems*, 146 (1), 24-32.
- BURGA, C.A. & R. PERRET. 1998. – *Vegetation und Klima der Schweiz seit dem jüngeren Eiszeitalter*. Ott, Thun, 832 pp.
- BYARS, S.G., Y. PARSONS, A.A. HOFFMANN. 2009. – Effect of altitude on the genetic structure of an Alpine grass, *Poa hiemata*. *Annals of Botany*, 103: 885-899, doi:10.1093/aob/mcp018.
- CHARRIER, O., C.E.L. DELMAS, A. PORNON, N. ESCARAVAGE. 2013. – Development of 18 microsatellite markers in *Rhododendron ferrugineum* (Ericaceae) for investigating genetic structure at margins. *Conservation Genetics Resources*, 5: 473-477, doi 10.1007/s12686-012-9831-2.
- DELMAS, C.E.L., E. LHUILLIER, A. PORNON, N. ESCARAVAGE. 2011. – Isolation and characterization of microsatellite loci in *Rhododendron ferrugineum* (Ericaceae) using pyrosequencing technology. *American Journal of Botany*, e120-e122.
- DELMAS, C.E.L., N. ESCARAVAGE, A. PORNON. 2014. – Massive floral display affects insect visits but not pollinator-mediated pollen transfer in *Rhododendron ferrugineum*. *Plant Biology*, 16 (1):234-43, doi: 10.1111/plb.12039.
- DEMASURE, B., N. SODZI, R.J. PETIT. 1995. – A set of universal primers for amplification of polymorphic noncoding regions of mitochondrial and chloroplast DNA in plants. *Molecular Ecology*, 4: 129-131.
- DZIALUK, A., E. MUCHEWICZ, A. BORATYNSKI, J.M. MONTSERRAT, K. BORATYNSKA, J. BURCZYK. 2009. – Genetic variation of *Pinus uncinata* (Pinaceae) in the Pyrenees determined with cpSSR markers. *Plant Systematics and Evolution*, 277: 197-205.
- ESCARAVAGE, N., A. PORNON, B. DOCHE, I. TILLBOTTRAUD. 1997. – Breeding system in an alpine species: *Rhododendron ferrugineum* (Ericaceae) in the French northern Alps. *Canadian Journal of Botany*, 75: 736-743.
- ESCARAVAGE, S. QUESTIAU, A. PORNON, B. DOCHE, P. TABERLET. 1998. – Clonal diversity in a *Rhododendron ferrugineum* L. (Ericaceae) population inferred from AFLP markers. *Molecular Ecology*, 7: 975-982.
- ESCARAVAGE, N. & J. WAGNER. 2004. – Pollination effectiveness and pollen dispersal in a *Rhododendron ferrugineum* (Ericaceae) population. *Plant Biology*, 6: 000A ± 000J.
- ESCARAVAGE, N., J. CAMBECÈDES, G. LARGIER, A. PORNON. 2011. – Conservation genetics of the rare Pyreneo-Cantabrian endemic *Aster pyrenaicus* (Asteraceae). *AOB Plants*, plr029 doi: 10.1093/aobpla/plr029.
- FRANKEL, O.H., A.H.D. BROWN, J.J. BURDON. 1995. – *The conservation of plant biodiversity*. Cambridge University Press, Cambridge, XIV-299 pp.
- FREEMAN, S. & J.C. HERRON. 2007. – *Evolutionary analysis*. 4th Edition. Pearson Education, Inc, xiv-834 pp.
- GOETSCH, L., A.J. ECKERT, B.D. HALL. 2005. – The molecular systematics of *Rhododendron* (Ericaceae): a phylogeny based upon RPB2 gene sequences. *American Society of Plant Taxonomists*, 30: 616-626.
- HAHN, T., C.J. KETTLE, J. GHAZOUL, E.R. FREI, P. MATTER, A.R. PLUESS. 2012. – Patterns of genetic variation across altitude in three plant species of semi-dry grasslands. *PLoS ONE*, 7 (8) : e41608, doi:10.1371/journal.pone.0041608.
- HAMPE, A. & R.J. PETIT. 2005. – Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters*, 8: 461-467.
- HAMRICK, J.L. & M.J.W. GODT. 1996. Effects of life history traits on genetic diversity in plant source: philosophical transactions. *Biological Sciences*, 351 (1345): 1291-1298.
- HEWITT, G.M. 2000. – The genetic legacy of the quaternary ice ages. *Nature*, 405: 907-913.
- JALUT, G., M.J. MONSERRAT, M. FONTUGNE, G. DELIBRIAS, J.M. VILAPLANA, R. JULIA. 1992. – Glacial to interglacial vegetation changes in the northern and southern Pyrenees: deglaciation, vegetation cover and chronology. *Quaternary Science Reviews*, 11: 449-480.
- JEANNEL, R. 1946. – Le peuplement des Pyrénées. *Revue française d'entomologie*, 14 (1) : 53-104.
- KOELLING, V.A., J.L. HAMRICK, R. MAURICIO. 2011. – Genetic diversity and structure in two species of *Leavenworthia* with self-incompatible and self-compatible populations. *Heredity*, 106 (2): 310-318.
- KÖRNER, C. 1999. – *Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems*. Springer, Heidelberg, XI-344 pp.
- KÖRNER, C. 2003. – *Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems*. 2nd edition, Springer, Heidelberg, XI-344 pp.
- KROPF, M., H.P. COMES, J.W. KADEREIT. 2006. – Long-distance dispersal vs vicariance: the origin and genetic diversity of alpine plants in the Spanish Sierra Nevada. *New Phytologist*, 172: 169-184.
- LAUGA, B., S. MALAVAL, G. LARGIER, C. REGNAULT-ROGER. 2009. – Two lineages of *Trifolium alpinum* (Fabaceae) in the Pyrenees: evidence from random amplified polymorphic DNA (RAPD) markers. *Acta Botanica Gallica*, 156 (3): 317-330.
- LESICA, P. & F.W. ALLENDORF. – 1995. When are peripheral populations valuable for conservation? *Conservation Biology*, 9 (4): 753-760.
- MÉDAIL, F. & K. DIADEMA. 2009. – Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. *Journal of Biogeography*, 36: 1333-1345.
- MEIRMANS, P.G. & P.H. VAN TIENDEREN. 2004. – GENOTYPE and

- GENODIVE: two programs for the analysis of genetic diversity of asexual organisms. *Molecular Ecology Notes*, 4 (4): 792-794.
- PAULS, S.U., C. NOWAK, M. BALINT, M. PFENNINGER. 2013. – The impact of global climate change on genetic diversity within populations and species. *Molecular Ecology*, 22 (4): 925-946.
- PEAKALL, R. & P.E. SMOUSE. 2006. – GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes*, 6: 288-295.
- PORNON, A., N. ESCARAVAGE, P. THOMAS, P. TABERLET. 2000. – Dynamics of genotypic structure in clonal *Rhododendron ferrugineum* (Ericaceae) populations. *Molecular Ecology*, 9: 1099-1111.
- PRITCHARD, J.K., M. STEPHENS, P.J. DONNELLY. 2000. – Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, 155: 945-959.
- RAYMOND, M. & F. ROUSSET. 1995. – GENEPOP (version 1.2): population genetics software for exact tests and ecumenicism. *Journal of Heredity*, 86: 248-249.
- SCHÖNSWETTER, P., I. STEHLIK, R. HOLDEREGGER, A. TRIBSCH. 2005. – Molecular evidence for glacial refugia of mountain plants in the European Alps. *Molecular Ecology*, 14: 3547-3555.
- SEGARRA-MORAGUES, J.G., M. PALOP-ESTEBAN, F. GONZALEZ-CANDELAS, P. CATALAN. 2007. – Nunatak survival vs. tabula rasa in the Central Pyrenees: a study on the endemic plant species *Borderea pyrenaica* (Dioscoreaceae). *Journal of Biogeography*, 34: 1893-1906.
- STEHLIK, I., J.J. SCHNELLER, K. BACHMANN. 2002. – Immigration and *in situ* glacial survival of the low-alpine *Erinus alpinus* (Scrophulariaceae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 77: 87-103.
- TABERLET, P., L. FUMAGALLI, A.G. WUST-SAUCY, J.F. COSSON. 1998. – Comparative phylogeography and postglacial colonization routes in Europe. *Molecular Ecology*, 7: 453-464.
- VAN OOSTERHOUT, C., W.F. HUTCHINSON, D.P.M. WILLS, P. SHIPLEY. 2004. – Micro-checker: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. *Molecular Ecology Notes*, 4 (3): 535-538.
- WEIR, B.S., C.C. COCKERHAM. 1984. – Estimating F-Statistics for the analysis of population structure. *Evolution*, 38 (6): 1358-1370.

Session Écologie et communautés végétales

Ecología y comunidades vegetales

Ecology and plant communities

The taxonomic position of *Juniperus phoenicea* s.l. (Cupressaceae) from Andorra, on the basis of morphological characters

Małgorzata Mazur¹, Angel Romo², Karolina Sobierajska³ & Adam Boratyński³

1. Kazimierz Wielki University, Bydgoszcz, Poland.

2. Botanical Institute of Barcelona, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (IBB, CSIC-ICUB). Passeig Migdia s/n, 08038 Barcelona, Spain.

3. Polish Academy of Sciences (Polska Akademia Nauk), Instytut Dendrologii. 62-035 Kórnik, Poland.

Author for correspondence: A. Romo. E-mail : a.romo@ibb.csic.es

ABSTRACT

The isolated populations of *Juniperus phoenicea* found in mountain areas of the Pyrenees have traditionally been assigned to subsp. *phoenicea*. However, the populations occurring in the southern limits of the taxon in the Maghreb have been assigned with little precision both to subsp. *phoenicea* and subsp. *turbinata*. In this context subsp. *turbinata* has traditionally been considered as a taxon belonging to the plant communities found growing on coastal sands.

In order to verify the taxonomic status of the Pyrenean populations, and to better understand the distribution of subsp. *turbinata*, a biometric study based on morphological characteristics has been carried out. This enables us to clarify the taxonomic position of the Andorran populations, and to elucidate the taxonomy of the remaining Iberian populations situated in mountain and coastal regions, as well as the coastal populations from the Italian peninsula and the coastal and inland Moroccan populations.

The resulting conclusions indicate that the Andorran populations should be included within subsp. *phoenicea* along with the other inland Iberian populations. Subsp. *turbinata*, on the basis of the studied samples, colonises the southern and western Iberian regions. In Morocco, however, all the studied populations – both along the coast and in the Atlas mountains – correspond to subsp. *turbinata*.

The high degree of morphological variation of the Andorran populations suggests the relict character of those isolated Pyrenean valley stands.

The biogeographical interest of those fragmentary populations is commented on. They are plants that grow in the limits of the taxon's area, and should be included in the priority strategies for conservation of mountain biodiversity.

Keywords: biometry, conservation, dendrograms, Euclidean distances, relictic population.

La posición taxonómica de *Juniperus phoenicea* s.l. (Cupressaceae) de Andorra sobre la base de caracteres morfológicos

RESUMEN

Las poblaciones aisladas de *Juniperus phoenicea* situadas en zonas montañosas de la cordillera pirenaica han sido tradicionalmente asignadas a la subsp. *phoenicea*. En cambio las poblaciones que se encuentran el límite sur del taxon en el Magreb han sido asignadas de forma poco precisa a la subsp. *phoenicea* o a la subsp. *turbinata*. En este escenario tradicionalmente se ha considerado la subsp. *turbinata* como un taxon propio de los comunidades vegetales de los arenales marítimos costeros. Para verificar el estatus taxonómico de las poblaciones pirenaicas, y conocer la distribución de la subsp. *turbinata* se ha llevado a cabo un estudio biométrico en base a los diferentes caracteres morfológicos. Esto permite verificar la posición taxonómica de las poblaciones de Andorra. Con el fin de dilucidar la taxonomía del resto de poblaciones ibéricas, situadas en zonas de montaña y litorales, e indagar en la taxonomía de las poblaciones litorales de la península itálica y las magrebíes del litoral y de las zonas montañosas del Atlas, se han estudiado diferentes poblaciones con esos orígenes.

Los resultados obtenidos indican que las poblaciones Andorranas deben incluirse en la subsp. *phoenicea* lo mismo que las otras poblaciones ibéricas de zonas de montaña. La subsp. *turbinata*, en base al muestreo realizado, coloniza las comunidades litorales ibéricas e itálicas. Además todas las poblaciones estudiadas de las comunidades litorales y de las montañas del Atlas magrebí de Marruecos pertenecen a la subsp. *turbinata*.

El alto rango de variación morfológica de las poblaciones andorranas sugiere un carácter relictico de estas poblaciones aisladas en valles pirenaicos.

Se comenta el interés biogeográfico de estas poblaciones fragmentadas de plantas que se encuentran en límite de área y que deberían integrarse en las estrategias prioritarias de conservación de la biodiversidad en áreas de montaña.

Palabras clave: biometría, conservación, dendrogramas, distancias Euclídeas, población relictica.

La position taxonomique de *Juniperus phoenicea* s.l. (Cupressaceae) d'Andorre sur la base de caractères morphologiques

RÉSUMÉ

Les populations isolées de *Juniperus phoenicea* situées dans les zones de montagne des Pyrénées ont été traditionnellement attribuées à la subsp. *phoenicia*, à l'exception des populations à la limite sud de l'aire du taxon dans les pays du Maghreb, qui ont elles été attribuées aux subsp. *phoenicia* ou *turbinata*. *Juniperus phoenicea* subsp. *turbinata* a été traditionnellement considérée comme caractéristique des communautés végétales de sables maritimes côtiers. Afin de vérifier le statut taxonomique des populations pyrénéennes et de connaître la répartition de la subsp. *turbinata*, nous avons mené une étude biométrique sur la base de caractères morphologiques, incluant des populations d'Andorre et autres populations ibériques, ainsi que des populations d'Afrique du Nord côtières et des montagnes de l'Atlas.

Les résultats de cette étude indiquent que les populations andorranes ainsi que les populations ibériques orientales des zones montagneuses devraient être incluses dans la subsp. *phoenicea*, alors que les populations du sud et de l'occident ibérique correspondent à la subsp. *turbinata*. Toutes les populations maghrébines étudiées appartiennent à la subsp. *turbinata*.

Le haut degré de variation morphologique des populations andorranes suggère le caractère relictue de ces populations isolées dans les vallées pyrénéennes.

Nous soulignons l'intérêt biogéographique de ces populations fragmentées en limite d'aire de distribution, qui devraient être intégrées dans les priorités stratégiques pour la conservation de la biodiversité en zones de montagne.

Mots-clés : biométrie, conservation, dendrogrammes, distances euclidiennes, population relictue.

I. Introduction

Juniperus phoenicea L. is a Mediterranean species with its centre of occurrence in the western part of the region (Fig. 1) (JALAS & SUOMINEN 1973). Two subspecies: subsp. *phoenicea* and subsp. *turbinata* (Guss.) Arcang. are recognized within it (GREUTER *et al.* 1984, AMARAL FRANCO 1986, FARJON 2005). In the northern limit of distribution of *J. phoenicea* it colonises the southern slopes of the pre-pyrenean range and some stations in the axial Pyrenees. The isolated populations from Andorra and other pyrenean populations have usually been assigned to *J. phoenicea* subsp. *phoenicea*. In Andorra, *J. phoenicea* s.l., (CARRILLO *et al.* 2008) is known from a few localities in the southern part of the Principality, between (980) 1 100 and 1 350 m above sea level.

Conversely, the populations of the southern range of distribution on the Atlas mountains have been assigned to both taxa described within *J. phoenicea* (QUÉZEL & PESSON

1980, DOBIGNARD & CHATELAIN 2010). The aim of the present study was the comparison of the morphological characteristics of the population of *J. phoenicea* from the SE slopes above Sant Julià-de Lòria with populations of *J. phoenicea* subsp. *phoenicea* and subsp. *turbinata* from other regions, in order to verify the taxonomic status of the Andorran population of the species, and its level of morphological variation.

J. phoenicea is a pioneer, light demanding, drought tolerant bush or small tree, and an easy coloniser of open areas by means of its ornithochorous fleshy cones (AMARAL FRANCO 1986, BROWICZ & ZIELIŃSKI 1982, CHARCO 2001, QUÉZEL & MÉDAIL 2003). From the biogeographical point of view, the Andorran localities of the species can have either a relict character and conserve a rather high level of morphological variation, or result from the most recent colonisation and, in that case, can exhibit a low level of variation, as a bottleneck effect (BORATYŃSKI *et al.* 2009).

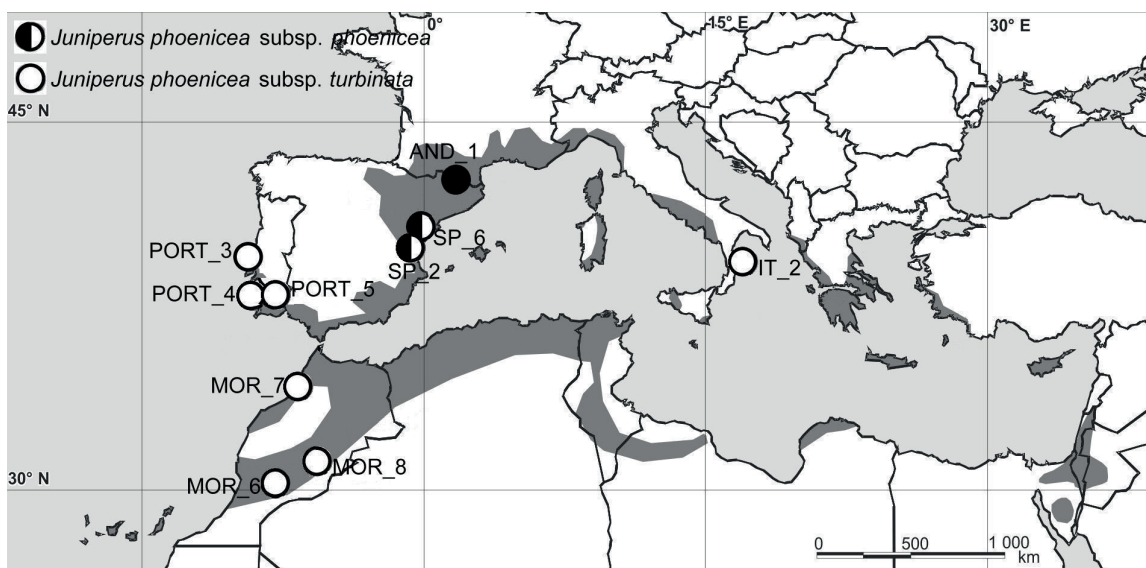


Fig. 1. Range of *Juniperus phoenicea* (after: JALAS and SUOMINEN 1973; QUÉZEL and PESSON 1980; BROWICZ & ZIELIŃSKI 1982; BORATYŃSKI *et al.* 1992; CHARCO 2001; FARJON 2005 and own data) and location of studied populations (circles).

Acronimo	Locality	Longitude and latitude	Altitude [m]	Number of specimens
AND-1	Andorra, Coll de Jou above Sant Julià de Lòria	N 42o27'25" E 01o28'45"	1150	27
MOR-6	Morocco, High Atlas, AitLekak, near Tadmamt, to the N-E of Oukaimeden	N 31o15'45" W 07o50'00"	1600	30
MOR-7	Morocco, sandy coast near Kenitra	N 34o14'16" W 06o38'55"	20	30
MOR-8	Morocco, High Atlas, Agouti	N 31o38'20" W 06o29'35"	2000	29
PORT-3	Portugal, Peniche, to the S-E of Playa de Consolação	N 39o19'40" W 09o21'32"	10	30
PORT-4	Portugal, Cabo de Espichel	N 38o24'48" W 09o12'33"	100-150	30
PORT-5	Portugal, 1 km to the S-E of Troya (Setubal)	N 38o26'55" W 08o50'25"	25	30
SP-2	Spain, Aragón (Maestrazgo), Teruel, Sierra de Noguera, to the E of Rubielos de Mora	N 40o10'38" W 00o37'17"	1100	30
SP-6	Spain, Sierra de Valdeancha, Cintorres and Portella de Morella, to the S-W de Morella	N 40o33'15" W 00o14'48"	1100	30
IT-2	Italia, Cabo Rizutto, to the S of Crotone	N 38o53'55" E 17o05'54"	10	30

Table 1. Location of Andorran and compared populations of *Juniperus phoenicea*.

No	Measured characters	Mean ± SD Andorra	Mean ± SD subsp. <i>phoenicea</i>	t	p	Mean ± SD Andorra	Mean ± SD subsp. <i>turbinata</i>	t	p
1	Number of recta (4 o 6)	4,36±0,7723	4,56±0,9004	3,1693	0,002	4,36±0,7723	4,20±0,5938	-4,2029	0,000
2	Length of cone	7,95±0,8414	7,94±0,9742	-0,1522	0,879	7,95±0,8414	9,94±1,2118	26,2528	0,000
3	Diameter of cone	8,45±0,8570	8,68±1,0369	3,2733	0,001	8,45±0,8570	9,58±1,1481	15,7390	0,000
4	Cone scale number	9,29±1,4953	9,12±1,8879	-1,2724	0,204	9,29±1,4953	8,94±1,4513	-3,7382	0,000
5	Number of seeds	7,50±2,0162	8,09±2,2509	3,7125	0,000	7,50±2,0162	6,22±1,5715	-12,1391	0,000
6	Length of seed	4,16±0,3877	3,93±0,3904	-8,1388	0,000	4,16±0,3877	5,15±0,6745	23,5485	0,000
7	Width of seed	2,51±0,3221	2,23±0,2558	-13,8139	0,000	2,51±0,3221	2,72±0,4150	8,0480	0,000
8	Number of leaves per 5 mm section of ultimate lateral branchlet	25,39±3,6450	25,85±3,3698	1,8214	0,069	25,39±3,6450	23,29±3,6543	-8,8504	0,000
9	Thickness of the ultimate lateral branchlet and leaves	0,85±0,0915	0,76±0,1043	-12,3933	0,000	0,85±0,0915	0,76±0,1069	-13,3615	0,000
10	Ratio of cone length / diameter (2/3)	0,94±0,0607	0,91±0,0479	-7,1667	0,000	0,94±0,0607	1,04±0,1040	15,4053	0,000
11	Ratio of seed length / width (6/7)	1,68±0,2413	1,78±0,2023	6,0794	0,000	1,68±0,2413	1,92±0,2762	13,3009	0,000
12	Ratio of cone diameter / number de seeds (3/5)	1,20±0,3146	1,14±0,2792	-2,8615	0,004	1,20±0,3146	1,62±0,3747	17,5761	0,000
13	Ratio of cone diameter / seed width (3/7)	3,41±0,4789	3,93±0,5209	13,9931	0,000	3,41±0,4789	3,58±0,5606	4,7819	0,000
14	Ratio of thickness of branchlet / number of leaves (9/8)	0,03±0,0067	0,03±0,0065	-8,9120	0,000	0,03±0,0067	0,03±0,0076	-1,5600	0,119
15	Ratio of cone diameter / number of recta (3/1)	1,98±0,2992	1,95±0,3241	-1,0762	0,282	1,98±0,2992	2,31±0,3469	15,2868	0,000
16	Ratio of cone length / number of leaves (2/8)	0,32±0,0636	0,31±0,0588	-1,7470	0,081	0,32±0,0636	0,44±0,0977	19,4629	0,000
17	Ratio of cone scale number / cone length (4/2)	1,18±0,1973	1,15±0,2160	-1,4728	0,141	1,18±0,1973	0,91±0,1626	-24,8471	0,000

Table 2. Analyzed characters of galbuli (cones), seeds and shoots for 10 populations of *Juniperus phoenicea* and results of Student's t-test for mean values of investigated characters (1-17) between Andorran populations of *Juniperus phoenicea* (AND 1) compared with the average values of subsp. *phoenicea* (SP 2 and SP 6) and subsp. *turbinata* (MOR 6 - MOR 8, PORT 3 - PORT 5 Y 2) (SD = standard deviation, p = levels of significance, t = t-test result).

II. Material and methods

All the material for the study came from the ten populations of *J. phoenicea*, sampled in the Iberian peninsula in Europe and the Atlas Mountains in Africa, representing both subsp. *phoenicea* and subsp. *turbinata* (Table 1). The samples of cones and small pieces of lateral branches were gathered separately from each of about 27-30 individuals within each of 10 populations, from the sunny, mostly southern parts of their crowns at a height of 1.0-2.5 m. Each of the individuals was represented by 10 cones and branches (MAZUR *et al.* 2003, MARCYSIAK *et al.* 2007, MAZUR *et al.* 2012). Every population was described on the basis of five characters of the cones, three of the seeds, two of the shoots and leaves and eight synthetic, calculated as ratios of measured ones (Table 2).

III. Statistical treatment

The measurement and evaluation of the data were taken under the stereoscope microscope of 8 × magnification with a scaled ocular piece. Arithmetic means, standard deviations and variation coefficients were calculated for every feature. The interactions between particular characters were tested using the Pearson’s liner correlation coefficient (Fig. 2). The discrimination analysis (Table 4) was performed and the

position of the specimens was examined along with the first discriminant variables to find differences among the species. The dendrogram of the shortest Euclidean distances among the populations was constructed according to the Ward method to check their affinity. The multivariate analyses were conducted on the synthetic, recalculated characters and also the simple ones, not included in the previous analyses, using Statistica (StatSoft) software.

IV. Results

The greatest discriminating power among the compared populations was found in the thickness of the last ramification shoot with leaves (character 9). All specimens sampled from the 10 populations form two groups in the space of two main discriminant variables, which make up more than 75% of the whole variation (Fig. 2). The closest Euclidean distances agglomerated them also in two of the same main groups (Fig. 3). The two subspecies were recognized: subsp. *phoenicea* in a restricted area of the inland localities of northeastern Spain, and subsp. *turbinata*, broadly distributed across the coastal regions of Spain and Portugal in Europe, and coastal and mountain regions of Morocco in Africa. Surprisingly, the mountain populations from the High Atlas appeared similar to the coastal ones, representing subsp. *turbinata*.

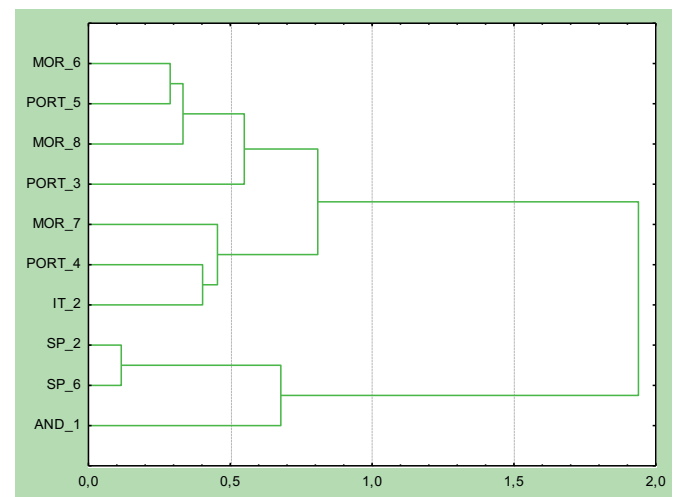
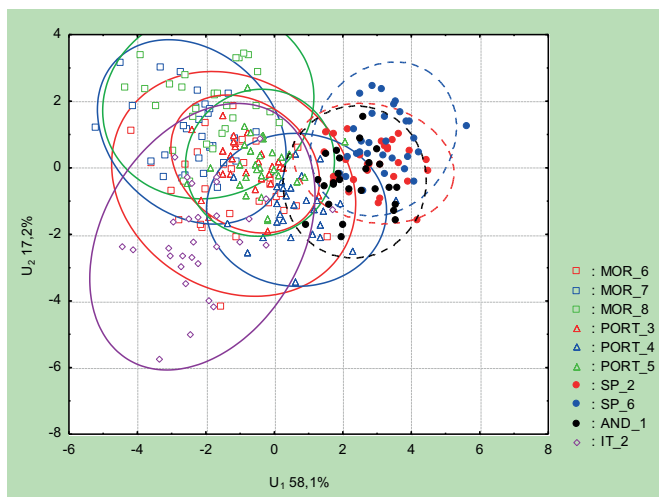


Fig. 2. Result of the discriminant analysis based on eight characters obtained from the ratio (characters 10-17) of individuals of *J. phoenicea*, on the plane of the two first discriminant variables, which accounted for 75,3% of the total variation.

Fig. 3. Dendrograms constructed on the shortest Euclidean distances according to Ward’s method, showing connections among 10 populations of *J. phoenicea*.

Character	1	2	3	4	5	6	7	8
2	-0,02							
3	0,12**	0,77**						
4	0,72**	0,16**	0,21**					
5	0,37**	0,06**	0,26**	0,40**				
6	-0,10**	0,75**	0,58**	-0,00	-0,14**			
7	-0,09**	0,51**	0,46**	0,02	-0,12**	0,63**		
8	0,08**	-0,32**	-0,13**	0,03	0,11**	-0,32**	-0,20**	
9	0,01	-0,13**	-0,09**	0,07**	0,03	-0,13**	-0,01	-0,12**

Table 3. Correlation coefficient between nine measured characters of *Juniperus phoenicea* (number of characters as in table 2, * = level of significance p = 0,05; ** = level of significance p = 0,01).

The Andorran population appeared correctly included within *J. phoenicea* subsp. *phoenicea*; however, many individuals revealed intermediate characters, resembling subsp. *turbinata* (Fig. 2). The morphological variation of *Juniperus phoenicea* subsp. *phoenicea* from Andorra, evaluated by comparison of variation coefficients of tested characters, revealed a similar level, as in other populations compared. As in other tested populations, the lowest level of variation was detected in the ratio of length to diameter of the cone. The correlations between many dimensional features were statistically significant at a level of $p > 0.01$, with the highest connection of length and diameter of cones (Table 3).

V. Discussion

The differentiation in two groups between the analysed populations that represent *J. phoenicea* subsp. *phoenicea*, on the one hand, and *J. phoenicea* subsp. *turbinata* on the other, is congruent with recently published genetic studies (BORATYŃSKI *et al.* 2009, ADAMS *et al.* 2010) and the previous biometrical analyses (MAZUR *et al.* 2003, 2010). At the same time, our study confirmed the taxonomic status of the Andorran population situated on the slopes above Sant-Julia-de-Lòria, which correspond to *J. phoenicea* subsp. *phoenicea*, and this, despite the fact that for some parameters the values given for branchlet thickness / number of leaves (character 14) approach subsp. *turbinata* rather than subsp. *Phoenicea*.

This could have been as a result of the population's adaptation to the high mountain conditions owing to the elimination of some of the more sensitive individuals. The same process could be responsible for the level of differentiation within the Andorran population of *J. phoenicea*. This heightened degree of morphological variation of the population situated on the slopes above Sant-Julia-de-Lòria (MAZUR *et al.* 2010) in comparison with that of the other non-Andorran populations (Table 1) suggests, rather, a colonisation of an abundant population with several events of seed transport and the relict nature of the Andorran population rather than suggesting the result of a recent colonisation event. For the populations of *J. phoenicea* subsp. *phoenicea* in Andorra present biometrical and genetic peculiarities (BORATYŃSKI *et al.* 2009) and within them a high level of intrapopulation morphological differentiation can be found.

Genetically, the Andorran populations are more closely related to those of the south of France rather than those from the Iberian peninsula. Besides, and regarding the Iberian

populations, they show a greater genetic affinity with those of the Iberian Range (Sistema Ibérico) than with those of the Ebro Depression (BORATYŃSKI *et al.* 2009). This scenario suggests that the Andorran populations have been subjected to a long period of isolation and a stronger connection with the populations situated in the surrounding mountain ranges rather than with the Ebro Valley populations.

This taxon, belonging as it does to a lineage of pre-mediterranean plants (VERDÚ *et al.* 2003), is pioneer, heliophile, stress-tolerant and a coloniser of open spaces, with ornithochoric dissemination of its galbuli or cones (QUÉZEL & MÉDAIL 2003) and could have been present in the mediterranean region during the glacial periods towards the end of the Pleistocene (125-11,5 KyrBP) in various localities (UZQUIANO & ARNAZ 1997) in which it has remained since the conclusion of the Last Glacial Maximum (LGM) and the beginning of the Holocene (CARRIÓN & LEROY 2010), above all in deforested areas subject to the only mildly continental climatic conditions (CARRIÓN *et al.* 2003, 2004).

Bearing in mind the high degree of genetic and morphological variation, it is postulated that *J. phoenicea* survived the LGM (LGM: 18-21 ka BP) not far from the stations where the plant is at present known.

Although the Ebro Depression was a glacial refuge for Mediterranean trees during the Holocene and the early LGM (GONZÁLEZ-SAMPÉRIZ *et al.* 2004, 2010), from this refuge the topography of the pre-Pyrenean ranges did not necessarily favour the latitudinal displacement towards the axial Pyrenees associated with the climatic variability of the Holocene of this dendrotaxon of pre-mediterranean origin (VERDÚ *et al.* 2003).

The genetic data available also support the difficulty of latitudinal displacement, since the Andorran population is genetically very different from the Ebro Valley one (BORATYŃSKI *et al.* 2009).

VI. Conclusions

The local area of these peculiar stands on the south-facing slope below the road from Sant Julià de Lòria to Fontaneda, above Riu Negre, deserves to be protected and conserved, considering its high level of morphological and genetic variability.

It can also be concluded that biometrical analyses can be considered a good tool, together with the relevant genetic and biogeographical studies, to distinguish the areas with persistent populations of relictic plants. It must be stressed

Character		Wilks' lambda	p
10	Ratio of cone length / diameter	0,65	0.000000
11	Ratio of seed length / width	0,74	0.000000
12	Ratio of cone diameter / number de seeds	0,65	0.000000
13	Ratio of cone diameter / seed width	0,55	0.000000
14	Ratio of thickness of branchlet / number of leaves	0,63	0.000000
15	Ratio of cone diameter / number of recta	0,75	0.000000
16	Ratio of cone length / number of leaves	0,68	0.000000
17	Ratio of cone scale number / cone length	0,81	0.000000

Table 4. Discriminant power testing for eight calculated characters of *Juniperus phoenicea* (p = levels of significance).

that the recognition of this type of plant population is very important for the proper development of strategies for biodiversity conservation in the mediterranean region.

ACKNOWLEDGEMENTS

The study was sponsored partly by the Polish Scientific Research Committee, 2P04C 030 26 and the Spanish State Agency, the Higher Council for Scientific Research (CSIC: Intramural 200930I161). The collection of plant material has been possible thanks to the collaboration between the CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas) and PAN (Polska Akademia Nauk / Academy of Sciences of Poland). The botanist Samuel Pyke has carefully revised the english text of this paper.

BIBLIOGRAFÍA

- ADAMS, R.P. 2011. – *Junipers of the World: The genus Juniperus*. 3rd ed. Trafford Publishers, Bloomington, 426 pp.
- ADAMS, R.P., B.R. RUMEAU, M. NOGALES & S.S. FONTINHA. 2010. – Geographic variation and systematics of *Juniperus phoenicea* L. from Madeira and the Canary Islands: Analyses of SNPs from nrDNA and petN-psbM. *Phytologia*, 92 (1): 59-67.
- AMARAL FRANCO, J. 1986. – *Juniperus* L. In: *Flora Iberica*. (Castroviedo S, M. Laínz, G. López González, P. Montserrat, F. Muñoz Garmendia, J. Paiva & L. Villar (eds). *Real Jardín Botánico*, CSIC, Madrid, vol. 1: pp 181-188.
- BORATYŃSKI, A., K. BROWICZ & J. ZIELIŃSKI. 1992. – *Chorology of trees and shrubs in Greece*. Institute of Dendrology, Polish Academy of Sciences, Kórnik, 286 pp.
- BORATYŃSKI, A., A. LEWANDOWSKI, K. BORATYŃSKA, J.M. MONTSERRAT & A. ROMO. 2009. – High level of genetic differentiation of *Juniperus phoenicea* (Cupressaceae) in the Mediterranean region: geographic implications. *Plant Systematics and Evolution*, 277: 163-172.
- BROWICZ, K. & J. ZIELIŃSKI. 1982. – *Chorology of Trees and Shrubs in South-West Asia and Adjacent Regions*. Academy of Sciences. Institute Dendrology. Warszawa / Poznań, 172 pp.
- CARRILLO, E., A. MERCADÉ, J.M. NINOT, J. CARRERAS, A. FERRÉ & X. FONT. 2008. – *Check-list i Llista vermella de la flora d'Andorra*. Institut d'Estudis Andorrans (IEA), Ministeri d'Ordenament Territorial, Urbanisme i Medi Ambient, Andorra, 488 pp.
- CARRIÓN, J.S., E.I. YLL, M.J. WALKER, A.J. LEGAZ, C. CHAIN & A. LÓPEZ. 2003. – Glacial refugia of temperate, Mediterranean and Ibero-North African flora in south-eastern Spain: new evidence from cave pollen at two Neanderthal sites. *Global Ecology Biogeography*, (2): 119-129.
- CARRIÓN, J.S., E.I. YLL, K.J. WILLIS & P. SÁNCHEZ. 2004. – Holocene forest history of the eastern plateau in the Segura Mountains (Murcia, southeastern Spain). *Review of Palaeobotany and Palynology*, 132 (3-4): 219-236.
- CARRIÓN, J.S. & S. LEROY. 2010. – Iberian floras through time: Land of Diversity and Survival. *Review of Palaeobotany*, 162: 227-230.
- CARRIÓN, J.S., S. FERNÁNDEZ, P. GONZÁLEZ-SAMPÉRIZ, G. GIL-ROMERA, E. BADAL, Y. CARRIÓN-MARCO, L. LÓPEZ-MERINO, J.A. LÓPEZ-SÁEZ, E. FIERRO & F. BURJACHS. 2010. – Expected trends and surprises in the Lateglacial and Holocene vegetation history of the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 162: 458-475.
- CHARCO, J. 2001. – *Guía de los árboles y arbustos del norte de África*. Agencia Española de Cooperación Internacional, Madrid, 404 pp.
- DOBIGNARD, A. & C. CHATELAIN. 2010. – *Index synonymique de la Flore de l'Afrique du Nord*. Vol. 1. Éditions du Conservatoire et Jardin botaniques, Genève, 455 pp.
- FARJON, A. 2005. – *A monograph of Cupressaceae and Sciadopitys*. Royal Botanic Gardens, Kew, London, 644 pp.
- GONZÁLEZ-SAMPÉRIZ, P., B. VALERO-GARCÉS & J.S. CARRIÓN. 2004. – Was the Ebro valley a glacial refugium for temperate trees? *Anales de Biología*, 26: 13-20.
- GONZÁLEZ-SAMPÉRIZ, P., S. LEROY, J.S. CARRIÓN, S. FERNÁNDEZ, M. GARCÍA-ANTÓN, M.J. GIL GARCÍA, P. UZQUIANO, B. VALERO-GARCÉS & I. FIGUERAS. 2010. – Steppes, savannahs, forests and phytodiversity reservoirs during the Pleistocene in the Iberian Peninsula. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 162: 427-457.
- GREUTER, W., H.M. BURDET & G. LONG. 1984. – *Med-Checklist*, 1. Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève et Med-Checklist Trust of OPTIMA Genève, C + 330 pp.
- JALAS, J. & J. SUOMINEN. 1973. – *Atlas Florae Europaeae: distribution of vascular plants in Europe*. Vol. 2 *Gymnospermae (Pinaceae to Ephedraceae)*. Committee for Mapping the Flora of Europe and Societas Biologica Fennica, Vanamo. Helsinki, vol 2, pp, 1-40.
- MARCYSIAK, K., M. MAZUR, A. ROMO, J.M. MONTSERRAT, Y. DIDUKH, K. BORATYŃSKA, A. JASIŃSKA, P. KOSIŃSKI & A. BORATYŃSKI. 2007. – Numerical taxonomy of *Juniperus thurifera*, *J. excelsa* and *J. foetidissima* (Cupressaceae) based on morphological characters. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 155: 483-495.
- MAZUR, M., K. BORATYŃSKA, K. MARCYSIAK, D. GÓMEZ, D. TOMASZEWSKI, J. DIDUKH & A. BORATYŃSKI. 2003. – Morphological variability of *Juniperus phoenicea* (Cupressaceae) from three distant localities in the Iberian Peninsula. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 72: 71-78.
- MAZUR, M., K. KLAJBOR, M. KIELICH, M. SOWIŃSKA, A. ROMO, J.M. MONTSERRAT & A. BORATYŃSKI. 2010. – Intra-specific differentiation of *Juniperus phoenicea* in the western Mediterranean region revealed in morphological multivariate analysis. *Dendrobiology*, 63: 25-35.
- MAZUR, M., A. ROMO, K. SOBIERAJSKA & A. BORATYŃSKI. 2012. – *Juniperus phoenicea* L. (Cupressaceae) en Andorra : donde la fitocorología se encuentra con la paleobotánica. In *Las zonas de montaña: gestión y biodiversidad*. (Cunill R., A. Pèlachs, A. Pérez-Obiol & J.M. Soriano eds). Editor: GRAMP (Grup de Recerca en Àrees de Muntanya i Paisatge), Departament de Geografia, Universitat Autònoma de Barcelona. Fundació Catalunya Caixa. Barcelona, pp. 94-98.
- QUÉZEL, P. 1980. – *Biogéographie et écologie des conifères sur le pourtour méditerranéen*. In Pesson P. Actualités d'écologie forestière. Bordas éditeur, Paris, pp. 205-256.
- QUÉZEL, P. & F. MÉDAIL. 2003. – *Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier, Paris, 574 pp.
- VERDÚ, M., P. DÁVILA, P. GARCÍA-FAYOS, N. FLORES-HERNÁNDEZ & A. VALIENTE-BANUET. 2003. – Convergent traits of Mediterranean woody plants belong to pre-mediterranean lineages. *Biological Journal of the Linnean Society*, 78: 415-427.
- UZQUIANO, P. & A.M. ARNANZ. 1997. – Consideraciones paleoambientales del Tardiglacial y Holoceno inicial en el Levante español: macrorestos vegetales de El Tossal de la Roca (Vall d'Alcalà, Alicante). *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 125-133.

Dinámica del N, estabilización y edad del C orgánico refractario en suelos de pastos alpinos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Pirineo Central)

Juan J. Jiménez & Luis Villar

*Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC), Avda. de Nuestra Señora de la Victoria 16, E-22700, Jaca (Huesca), España,
Auteur pour correspondance: E-mail: jjimenez@ipe.csic.es*

RESUMEN

Los estudios sobre la dinámica, edad y estabilización del C orgánico del suelo (COS) en suelos de pastos alpinos son escasos. En cuatro cimas del Monte Perdido, entre 2.242 y 3.022 m de altitud, se tomaron muestras de suelo siguiendo los cuatro puntos cardinales y se estudió la concentración de N disponible, el potencial de nitrificación, la estabilización y edad del COS así como su relación con la mineralogía (Si, Al y Fe). Se encontraron diferencias significativas en el potencial de nitrificación según la cima y la exposición, mostrando los valores más altos en las dos cimas inferiores. La mayor concentración de COS asociado a la parte mineral se observó en la cima más baja. La fracción estable de C aumentó con la altitud y disminuyó al reducirse los valores de COS. La edad del C14 fijado a la parte mineral del suelo varió entre las exposiciones y las cimas desde un máximo de 15.700 años (B.P.) en Tobacor hasta 825-830 años (B.P.) en las cimas inferiores. El uso de diferentes agentes oxidantes ha permitido una cuantificación precisa de las fracciones de COS más refractarias en estos suelos. Además, un análisis multivariante ha permitido relacionar la composición de la vegetación en las diferentes cimas con los parámetros analizados en el suelo. A largo plazo, la ampliación de nuestros análisis a otros suelos de alta montaña bajo diferentes comunidades vegetales nos llevará a cuantificar los efectos del secuestro y estabilidad de C en el suelo.

Palabras clave : suelos, nitrógeno, estabilización de carbono, datación, comunidad vegetal, pastoreo, Pirineo Central

Dynamique de l'azote, stabilisation et âge du carbone organique réfractaire dans les sols des pâturages alpins du parc national d'Ordesa y Monte Perdido (Pyrénées Centrales)

RÉSUMÉ

Peu d'études ont été réalisées jusqu'à présent sur la dynamique du carbone organique du sol (COS), sa stabilisation dans la partie minérale et son âge. L'échantillonnage des sols sur quatre sommets du mont Perdu nous a permis d'analyser la concentration de N disponible, le potentiel de la nitrification, sa stabilisation ainsi que l'âge et sa relation avec la minéralogie de Si, Al et Fe. Le potentiel de nitrification a varié significativement suivant le sommet et les différentes expositions, les plus importantes ont été obtenues dans les deux sommets inférieurs. La concentration du COS associé à la partie minérale la plus haute a été observée dans le plus bas des sommets. La fraction stable du C augmentait avec l'altitude et diminuait quand les valeurs du COS se réduisaient. Concernant l'âge du C14 fixé à la partie minérale du sol, elle va depuis 15.700 ans BP – sommet du Tobacor – à 825-830 ans BP dans les sommets inférieurs. Finalement, il faut souligner comment l'utilisation des différents agents oxydants nous a permis une quantification précise des fractions du COS qui étaient réfractaires dans ces sols. Bien sûr, ces résultats seront rapportés aux différents types de pâturages de façon à élargir ces études à d'autres sols de la haute montagne et d'autres communautés végétales. Notre but est d'arriver à quantifier les effets de la saisie et la stabilité du COS à long terme.

Mots-clés : sols de montagne, nitrification, stabilisation du carbone, âge du 14C, communautés végétales, pâturage, Pyrénées Centrales

Nitrogen dynamics, stabilisation and age of refractory organic carbon in alpine pasture soils of Ordesa and Monte Perdido National Park (Central Pyrenees)

ABSTRACT

Studies on soil organic carbon (SOC) dynamics, its stabilization in the mineral part and age in soils of alpine pastures are scarce. We took soil samples from four summits of Monte Perdido massif and analyzed the concentration of available N, nitrification potential, SOC stabilization,

age and relationship with mineralogy (Si, Al and Fe). The nitrification potential varied significantly between the factors summit and aspect, the highest values were shown in the two lower summits. The highest concentration of SOC associated with the mineral part was obtained in the lowest summit. The proportion of the stable C fraction increased with altitude and decreased when the SOC values were low. The age of the ^{14}C fixed in the mineral soil varied between aspects and summits, i.e. 15,700 years BP in Tobacor –the third summit–, and from 825 to 830 years BP in the two lower summits. Finally, the use of various oxidizing agents has allowed an accurate quantification of the most refractory SOC fractions in these soils. A multivariate analysis highlights the relationship between the plant community composition along different summits or facets and the analyzed soil parameters. Further studies in other mountain soils under different plant communities will allow us to quantify the long-term effects of SOC sequestration and stability.

Key words: mountain soils, nitrification, carbon stabilization, ^{14}C age determination, plant community, grazing, Central Pyrenees

I. Introducción

Los estudios sobre estabilización de carbono orgánico del suelo (COS) en ambientes alpinos son escasos en relación con los de otros ecosistemas. La producción y descomposición aérea y subterránea de las plantas determinan las entradas de C en el suelo y marcan su distribución relativa en el mismo. La tasa lenta de reciclaje del COS lleva la impronta dejada por la vegetación durante siglos y milenios (EHLERINGER *et al.* 2000) y, sin embargo, en las cumbres más altas se espera un cierto desacoplamiento entre la vegetación y el *pool* de C. Dado que las condiciones se vuelven más difíciles para las plantas con la altitud, en los ecosistemas alpinos las entradas de C al suelo se reducen (HITZ *et al.* 2001).

El *pool* de COS se estabiliza por la preservación selectiva de moléculas bioquímicamente « recalcitrantes », por la inaccesibilidad de C para las enzimas y los organismos descomponedores y por las interacciones de C con la superficie de los minerales e iones de metales (VON LÜTZOW *et al.* 2006). Gran parte del C que reside en el suelo queda estabilizado o se descompone muy lentamente. La materia orgánica (MO) altamente estabilizada, típicamente asociada a las superficies minerales o agregados muy estables, persiste en los suelos durante miles de años y se refiere a menudo como el *pool* de C « pasivo » o de « ciclo milenario ». El *pool* de C « lento » necesita décadas o siglos para reciclarse y puede consistir en restos vegetales más resistentes a la descomposición o bien compuestos orgánicos estabilizados como acabamos de decir (TORN *et al.* 2009). Efectivamente, según TORN *et al.* (1997) y TRUMBORE (2000), el ciclo lento del *pool* de C depende de las partículas de arcilla y los minerales no-cristalinos.

Al menos en Europa, el calentamiento global está provocando en la flora de la alta montaña un proceso de termofilización (GOTTFRIED *et al.* 2012), es decir, sustitución de las especies criófilas por otras más termófilas, y por la reducción progresiva de los hábitats de alta montaña fría y sus biotas. Todo ello modificará la dinámica de nutrientes del suelo, incluyendo C y N. Por tanto, necesitamos datos de referencia para el seguimiento de los impactos del cambio climático y la creciente deposición de N_2 atmosférico (SCHLESINGER 2009) en dicha dinámica y concretamente en el *pool* de C edáfico de los ecosistemas alpinos.

En este estudio nos propusimos evaluar la disponibilidad de N y cuantificar las fracciones de COS que se estabilizan en asociación con la fase mineral en suelos de cuatro cumbres alpinas de los Pirineos. Como hipótesis se planteó que al ascender en altitud habría una mayor estabilización del COS en asociación con la fase mineral, y asimismo que la edad

del ^{14}C y la proporción de COS estable y funcionalmente pasivo aumentarían. Si se cumplían esas previsiones, una descripción clara de la distribución de COS y los controles en su estabilización permitirían nuevas predicciones sobre los cambios de COS relacionados con el aumento de la temperatura previsto en zonas montañosas.

II. Material y métodos

1. Área de estudio

El estudio se realizó en el macizo de Monte Perdido, en cuatro cimas incluidas en una zona piloto perteneciente a la red del proyecto GLORIA ("Global Observation Research Initiative in Alpine Environments" www.gloria.ac.at): Punta Acuta, 2242 m s.n.m., Custodia, 2519 m; Tobacor, 2779 m y Punta de las Olas, 3022 m. Todas las cimas estudiadas se encuentran en el Parque Nacional de Ordesa, que es además Reserva de la Biosfera y Patrimonio de la Humanidad por la UNESCO. La roca madre es arenisca en las tres primeras cimas y caliza en la cuarta. Desde su fundación en 1918 el pastoreo extensivo ha sido una actividad tradicional en el parque y aún se mantiene en las dos cimas inferiores, mientras que las dos superiores reciben un impacto moderado de excursionistas. Es sabido que en muchos macizos montañosos el límite superior del bosque se encuentra por debajo de su potencial climático como resultado del pastoreo secular (FISCHLING *et al.* 2007, ALDEZABAL 2001). El área de estudio, en efecto, ha sido intensamente pastoreada durante siglos y aunque el « treeline » alcanzaría los 2.300 m (SESÉ *et al.* 1999), sólo pequeños grupos de *Pinus uncinata* se acercan a la cima 1 (Punta Acuta), a 2180-2200 m y por encima ya no hay ni árboles ni arbustos, a excepción de escasísimos pies de enebro común con poca vitalidad. En la cima 4 (Punta de las Olas) se roza el piso subnival donde sólo algunas plantas pioneras como *Saxifraga iratiana*, *Minuartia cerastiifolia*, *Androsace ciliata*, *Poa alpina* o *Saxifraga oppositifolia* colonizan fisuras de las rocas y apenas se ven huellas de herbívoros silvestres.

En cada una de las cuatro cimas se anotaron las plantas vasculares observadas –véase Anexo I– y se tomó un inventario fitosociológico en cada uno de las 16 puntos de muestreo (JIMÉNEZ & VILLAR 2011).

2. Análisis de muestras de suelo

Se recolectaron 4 muestras de suelo (0-10 cm) a 10 m por debajo de cada cumbre, con el fin de preservar el área cimera destinada a la observación de la flora dentro del proyecto internacional GLORIA (PAULI *et al.* 2004), en laderas expuestas a los cuatro puntos cardinales y en un área de 10 x 10 m con

el fin de reducir el posible grado de autocorrelación espacial entre las muestras. Estas muestras fueron conservadas en frío a 4°C.

Para averiguar la concentración de amonio y nitrato (nitrógeno inorgánico) se aplicó el método descrito en MAYNARD & KALRA (1993) en las muestras de suelo frescas e incubadas (60 días a 25°C manteniendo la humedad del suelo constante mediante la adición de agua); unos 4 g de la muestra de suelo fresco almacenado a 4°C se añadieron a 20 ml de KCl 1 M y se llevó a cabo un análisis colorimétrico de los extractos obtenidos en un espectrofotómetro. El potencial de mineralización se calcula como la variación neta de amonio y nitrato entre las muestras frescas e incubadas, mientras que el potencial de nitrificación neta se calcula como el cambio neto en nitrato a lo largo del tiempo de incubación. Así, [amonio + nitrato]₀ y [amonio + nitrato]₂₁ serían las concentraciones respectivas (mg N kg suelo⁻¹) de amonio y nitrato a tiempo 0 y a los 21 días.

3. C orgánico asociado a la mineralogía del suelo

La disolución y la extracción selectiva de la fase mineral con oxalato, ditionito-citrato y pirofosfato se realizó en suelo seco tamizado a <2 mm utilizando métodos estándar de USDA (2004). Después de las extracciones, las muestras se centrifugaron a 1000 × g durante 15 min con la adición de 0,2 ml de MgCl₂ 0,5 M. Los sobrenadantes se filtraron a través de filtros de jeringa de nylon de tamaño de poro de 0,45 micras. A continuación se cuantificó el contenido de silicio, hierro y aluminio en los extractos mediante un dispositivo ICP-OES (« inductively coupled plasma optical emission spectroscopy »). Se utilizaron los siguientes indicadores de fase de los minerales utilizados normalmente en estos estudios:

Fe_o/Fe_d = fracción cristalina pobre de los óxidos de Fe total (KLEBER *et al.* 2005)

$Fe_o - Fe_o$ = óxidos de Fe cristalino

$Fe_o - Fe_p$ = contenido de ferrihidrita (LÓPEZ-ULLOA *et al.* 2005)

Al_p/Al_o = cantidad de Al que forma complejos orgánicos (KLEBER *et al.* 2007)

$Al_o + 0.5Fe_o$ = la cantidad de sesquióxidos (SPIELVOGEL *et al.* 2008).

4. Estabilización de carbono

Los diferentes productos químicos utilizados para la oxidación húmeda de COS (Na₂S₂O₈, H₂O₂) reaccionan de manera diferente sobre el COS total y son útiles para aislar sus fracciones con tasas de reciclado diferentes. El tratamiento con Na₂S₂O₈ y H₂O₂ es altamente eficaz en la eliminación de la fracción refractaria (más resistente) del COS (HELFRICH *et al.* 2007, JAGADAMMA *et al.* 2010); en cambio, para aislar el C de las asociaciones orgánico-minerales, la muestra se desmineraliza con HF (EUSTERHUES *et al.* 2003).

La cantidad de COS estable y funcionalmente pasivo se determinó mediante degradación oxidativa con Na₂S₂O₈ (EUSTERHUES *et al.* 2003, LORENZ *et al.* 2007) y H₂O₂ (EUSTERHUES *et al.* 2007), respectivamente. Mediante la desmineralización se libera la MO asociada a los minerales del suelo, puesto que esta fracción forma parte de la cantidad de C estabilizado en

los suelos. Los residuos y filtros de la oxidación con los dos extractantes anteriores y del tratamiento con HF se secaron durante 3 días a 40°C y se pesaron. La concentración de C en los residuos se determinó mediante combustión seca en un analizador Variomax (Elementar GmbH, Hanau, Alemania). Por último, un análisis de radiocarbono permitió determinar la actividad del isótopo ¹⁴C en la fracción de muestras de suelo menor de <20 μm. Las edades de radiocarbono contadas desde 1950 hacia atrás (años BP o « before present ») se calculan a partir de la vida media de radiocarbono (8 033 años) por la expresión:

$$\text{Edad (años BP)} = -8033 \ln (F^{14C})$$

Por este procedimiento se pueden datar con ¹⁴C edades inferiores a unos de 60.000 años (TORN *et al.* 2009).

5. Análisis estadísticos

La asunción de normalidad se comprobó en los datos y se validó con ANOVA (test de Levene para igualdad de varianzas) según SCHULTZ (1985). Cuando los datos no se ajustaban a la distribución normal se efectuó una transformación Ln [x + 1] para reducir la heterocedasticidad. La ANOVA de Kruskal-Wallis (modelo lineal generalizado) se aplicó considerando cumbre y exposición como factores fijos seguida del test HSD de Tukey cuando las diferencias fueron significativas a nivel de $\alpha = 0,05$. El coeficiente de correlación de Pearson se empleó para las relaciones entre los datos de las diluciones minerales y la concentración de COS. Por último, se hizo un análisis multivariante, el llamado « escalamiento multidimensional no métrico » o NMDS (« non-multidimensional scaling »), en una matriz de datos de presencia/ausencia de las especies vegetales encontradas en las diferentes cumbres y exposiciones. El NMDS es aplicable a datos no lineales que se apartan de la distribución normal (McCUNE & GRACE 2002). Una segunda matriz con los datos de todas las variables analizadas sirve para establecer las relaciones entre la ordenación multivariante de la composición de plantas y las variables medidas en el suelo usando un test de permutación de Montecarlo de 9,999 simulaciones a $p < 0,05$. Todos los análisis estadísticos se realizaron en diferentes paquetes incluidos en el programa R 2.15.0 (R Development Core Team) y los gráficos fueron obtenidos en Sigmaplot 12.0 (© 2011 Systat Software, Inc.).

III. Resultados y discusión

Tal como se indica en la Tabla 1, en cuanto a la dinámica temporal de amonio se observaron valores bajos las tres primeras semanas de incubación -quizás debido a procesos de inmovilización o nitrificación- seguidos de un pico el día 21 y una disminución a partir de entonces hasta el día 60 (datos no mostrados); este patrón se observó en varias ocasiones para el resto de las muestras de suelo recogidas en las diferentes cumbres y exposiciones. Por el contrario, el nitrato aumentó rápidamente hasta 15 días después del inicio de la incubación en los suelos de las dos cumbres más bajas, alcanzando un máximo desde los 30 hasta los 60 días. En los suelos recogidos en las dos cumbres más altas el patrón del nitrato fue diferente: en Tobacor disminuyó hasta el día 7 y de ahí en adelante aumentó levemente, mientras que en la Punta de las Olas disminuyó hasta el día 3 y después aumentó hasta el día

60. La mineralización potencial neta entre las muestras frescas e incubadas se calculó sólo hasta los 21 días con el fin de reducir los artefactos producidos por el diseño experimental.

La mineralización neta de N en el horizonte superficial del suelo aumentó en las cumbres más visitadas por el ganado, como Punta Acuta; en todo caso, esta mineralización fue significativa en todas las cumbres: ACU ($F_{3,11} = 88,56$, $P < 0,001$), CUS ($F_{3,11} = 12,86$, $P = 0,002$), TOB ($F_{3,11} = 14,70$, $P = 0,001$) y OLA ($F_{3,11} = 12,56$, $P = 0,002$), al igual que el potencial de nitrificación: ACU ($F_{3,11} = 4,15$, $P = 0,048$), CUS ($F_{3,11} = 977,38$, $P < 0,001$), TOB ($F_{3,11} = 77,13$, $P < 0,001$) y OLA ($F_{3,11} = 17,39$, $P < 0,001$).

En cuanto a los indicadores de la fase mineral, la fracción Fe_o/Fe_d o poco cristalina de los óxidos de Fe resultó más o menos similar en las diferentes cumbres, con los valores más bajos en Punta de las Olas. Los valores más altos del indicador de óxidos de Fe cristalino (Fe_d-Fe_o) se encontraron en Tobacor sur y oeste (Tabla 2). Las cantidades de sesquióxidos ($Al_o + 0,5 Fe_o$) y materia mineral amorfa ($Al_o + Fe_o$) fueron menores en la cumbre de material calizo (Punta de las Olas), mientras que las cantidades relativas de Al que forma complejos orgánicos (Al_p/Al_o) se mostraron similares entre las cumbres, aunque la más baja fue la de Tobacor. La diferencia Al_o-Al_p , que da una estimación del tipo de mineral alófono (como silicato de alúmina hidratado), parece disminuir con la altitud (Tabla 2).

La edad del COS varía considerablemente; en las fracciones

de C resistentes a la oxidación se han dado a conocer edades medias de ^{14}C que oscilan desde la época reciente hasta varios miles de años (KLEBER *et al.* 2005). En nuestros resultados la eliminación de C con $Na_2S_2O_8$ y H_2O_2 resultó en cierto modo similar. La eliminación de COS mediante $Na_2S_2O_8$ y H_2O_2 aumentó en términos generales con la altitud, si bien el $Na_2S_2O_8$ eliminó significativamente mayor cantidad de COS que el H_2O_2 (Tabla 3); opuestamente, la dilución con HF extrajo más C en los suelos de las dos cumbres inferiores.

Los valores obtenidos de pMC (porcentaje de C moderno) en los suelos minerales de las cuatro cumbres y las edades correspondientes por radiocarbono osciló entre 90,26 pMC (825 años BP) en la cumbre más baja (Acuta oeste) y 14,3 pMC (15 700 años BP) en Tobacor oeste. Se observó una fuerte correlación entre la edad de ^{14}C y la concentración de COS, en el sentido de que el carbono más joven se encuentra en aquellas cumbres y exposiciones con altas concentraciones de C (datos no mostrados). También se observó una fuerte correlación entre la edad del ^{14}C y las fracciones resistentes a la oxidación, lo que muestra que la eficiencia de la eliminación de C fue mayor en las cumbres más bajas; sin embargo, no se observó una relación clara entre el COS extraído con HF y la edad (Fig. 1). Una gran proporción de C antiguo (baja actividad de ^{14}C) se asocia con la eliminación de C tras el tratamiento con HF, lo que sugiere una fuerte asociación del C estable con la fase mineral, es decir, los compuestos de C

Cumbre (altitud, m snm)	Exposición	Potencial de mineralización de N [†]	Potencial de nitrificación de N [‡]	Nitrificación de N acumulada [§]
Acuta (2242)	N	7,48 (0,14) ^b	7,31 (0,20) ^{ab}	153,60 (4,16) ^{ab}
	S	9,52 (1,31) ^b	6,88 (0,54) ^b	144,42 (11,32) ^b
	E	8,06 (0,41) ^b	7,8 (0,41) ^{ab}	164,96 (8,65) ^{ab}
	O	23,16 (0,78) ^a	8,57 (0,11) ^a	179,92 (2,37) ^a
Custodia (2519)	N	8,74 (0,08) ^b	8,52 (0,04) ^b	178,87 (0,93) ^b
	S	30,21 (6,86) ^a	8,51 (0,10) ^b	178,62 (2,11) ^b
	E	1,71 (0,10) ^b	0,63 (0,23) ^c	13,24 (4,86) ^c
	O	9,37 (0,02) ^b	9,17 (0,05) ^a	192,65 (0,95) ^a
Tobacor (2779)	N	0,60 (0,08) ^b	0,55 (0,06) ^{bc}	11,55 (1,31) ^{bc}
	S	2,37 (0,44) ^a	1,87 (0,11) ^a	39,19 (2,31) ^a
	E	0,50 (0,09) ^b	0,26 (0,07) ^c	5,50 (1,57) ^c
	O	0,86 (0,06) ^b	0,73 (0,06) ^b	15,27 (1,34) ^b
Olas (3022)	N	0,53 (0,09) ^{ab}	0,30 (0,08) ^b	6,20 (1,71) ^b
	S	0,33 (0,03) ^a	0,33 (0,03) ^b	6,86 (0,68) ^b
	E	0,84 (0,01) ^b	0,81 (0,01) ^a	17,12 (0,12) ^a
	O	0,83 (0,09) ^b	0,72 (0,09) ^a	15,19 (1,96) ^a

[†] mg $NH_4^+ + NH_3^-$ · kg suelo seco⁻¹ · 21 d⁻¹;

[‡] mg NH_3 · kg suelo seco⁻¹ · 21 d⁻¹.

[§] t de incubación de 21 días.

Tabla 1. Concentraciones medias de amonio y nitrato, mineralización y nitrificación neta de N en muestras de suelo (0-10 cm) de cuatro cumbres del Parque Nacional de Ordesa (error estándar entre paréntesis). Dentro de la misma columna los valores seguidos de diferente letra indican diferencias significativas tras la ANOVA de Kruskal-Wallis y comparaciones múltiples post-hoc (prueba de Tukey HSD, $p < 0,05$) para cada una de las cumbres (las 4 muestras tomadas en cada una de las 4 laderas expuestas a los puntos cardinales se analizaron por triplicado).

Cumbre	Exposición	Indicadores selectivos de extracción [§]					
		Fe _o /Fe _d	Fe _d -Fe _o	Al _o +0.5Fe _o	Al _o +Fe _o	Al _p /Al _o	Al _o -Al _p
							← ----- (g kg ⁻¹) ----- →
Acuta	N	0,33	5,49	2,69	4,06	0,27	0,95
	S	0,35	4,55	2,00	3,24	0,30	0,53
	E	0,33	4,12	1,70	2,70	0,29	0,5
	O	0,61	3,29	4,88	7,46	0,86	0,33
Custodia	N	0,46	3,38	2,20	3,67	0,21	0,58
	S	0,56	2,98	3,03	4,91	0,49	0,59
	E	0,51	2,89	2,09	3,60	0,17	0,48
	O	0,59	2,75	2,96	4,93	0,48	0,51
Tobacor	N	0,48	3,08	1,91	3,32	0,12	0,44
	S	0,14	17,79	2,25	3,66	0,12	0,74
	E	0,31	4,94	1,86	2,96	0,17	0,64
	O	0,16	14,02	1,77	3,07	0,15	0,41
Olas	N	0,14	8,25	1,15	1,81	0,31	0,33
	S	0,16	5,12	0,81	1,28	0,26	0,25
	E	0,22	3,27	0,86	1,32	0,23	0,31
	O	0,15	6,36	0,99	1,54	0,26	0,32

[§] Fe_o: Fe extractable con oxalato; Fe_d: Fe extractable con ditionita; Al_o: Al extractable con oxalato; Al_p: Al extractable con pirofosfato.

Tabla 2. Indicadores de fase mineral derivados de los datos de disolución selectiva en las muestras de suelo recogida en las cuatro exposiciones de las cumbres estudiadas en el macizo del Monte Perdido, Parque Nacional de Ordesa

Cumbre	Exposición	C total (g kg ⁻¹)	Fracción resistente a (% of C total)		Fracción soluble a HF	C/N de la fracción resistente	
			Na ₂ S ₂ O ₈	H ₂ O ₂		Na2S2O8	H2O2
Acuta	N	34,51	15,45	4,67	77,85	7,96	2,42
	S	13,98	18,60	5,42	23,63	5,80	2,29
	E	12,96	21,56	5,33	75,13	6,83	1,72
	O	55,38	9,31	8,23	69,69	8,17	6,15
Custodia	N	10,86	84,49	61,66	26,62	31,88	16,73
	S	45,20	16,81	7,08	76,16	11,29	3,15
	E	13,67	100	68,81	12,92	63,32	23,99
	O	43,37	19,40	6,36	71,93	3,36	3,02
Tobacor	N	8,10	89,48	70,89	23,98	14,43	12,25
	S	3,56	94,38	38,83	94,12	6,46	1,89
	E	3,29	100	27,19	73,35	6,59	2,02
	O	8,15	100	86,13	16,36	20,73	23,49
Olas	N	3,89	40,86	13,30	68,57	22,82	3,72
	S	22,40	97,57	78,56	11,23	27,40	22,98
	E	4,97	51,14	34,00	68,19	11,43	6,92
	O	15,83	67,69	67,34	8,29	31,78	31,90

Tabla 3. Concentraciones de COS total antes de la oxidación y proporción de C tras el ataque con Na₂S₂O₈ y H₂O₂. Concentraciones de C soluble en HF y relación C/N en la fracción <20 μm en las cuatro cumbres estudiadas

adsorbidos en la superficie de los minerales son disueltos por el tratamiento con HF. Esta relación nos permite deducir que precisamente esa interacción con la fase mineral es el proceso más importante en la estabilización de C en estos suelos ya que facilita la retención de C orgánico.

El contenido del COS en las fracciones resistentes al Na₂S₂O₈ y H₂O₂ se explica por los resultados obtenidos en la disolución selectiva, especialmente Al y Si extraíbles con oxalato y pirofosfato, mientras que las fracciones solubles en HF no se atienen a esos resultados. Las fracciones de C resistentes al

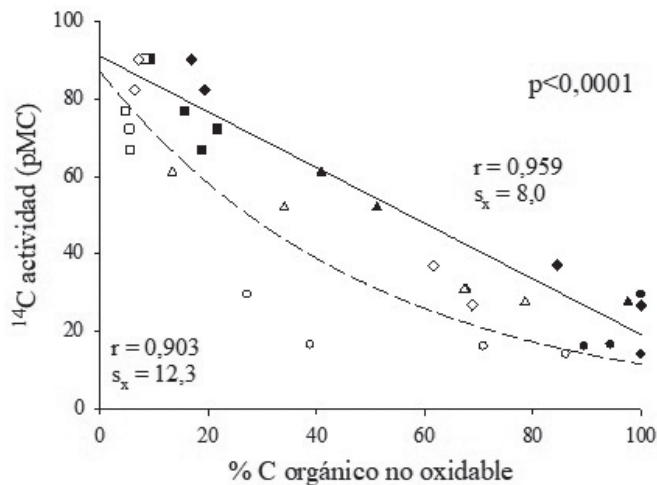


Fig. 1. Actividad de ^{14}C en % de C moderno (pMC) vs. el contenido de C orgánico no eliminado por la oxidación con $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ (línea recta, símbolos negros) y con H_2O_2 (línea discontinua, símbolos blancos). La mejor correlación no lineal fue escogida para ajustar los valores. Se indican el coeficiente de correlación r y el error estándar del estimador s_x . Para C soluble en HF la regresión no fue significativa (no indicado). Leyenda de los símbolos: Cuadrado: Acuta; diamante: Custodia; círculo: Tobacor; triángulo: Olas

ataque con $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ y H_2O_2 incrementan con la altitud (Fig. 2), lo cual puede atribuirse a una asociación más íntima del COS con las superficies minerales (LORENZ *et al.* 2007, VON LÜTZOW *et al.* 2007), ya que los compuestos orgánicos ocupan una porción de la superficie mineral relativamente más larga mediante enlaces más directos con los minerales (MIKUTTA *et al.* 2005). Por lo general, la MO resistente al ataque oxidativo está empobrecida en ^{14}C (JAGADAMMA *et al.* 2010). Ello reafirma que los componentes más antiguos –que están íntimamente ligados a los minerales u ocluidos en la fase mineral– respondieron al tratamiento químico (MIKUTTA *et al.* 2006).

La relación significativa ($P < 0,05$) entre la vegetación encontrada a lo largo de las diferentes cumbres y exposiciones estudiadas con las variables del suelo se muestra en la Fig. 2. En ella se puede observar cómo en las cumbres más bajas (Punta Acuta) los minerales de Al y Fe están fuertemente relacionados con el C estabilizado en la parte mineral. También en esta cumbre destacan la edad más joven del COS y un potencial de mineralización del suelo mayor que en el resto de las cumbres estudiadas.

Nuestros datos muestran que la contribución de C antiguo –representado por el C estabilizado en los suelos– aumenta con la altitud y es importante para la cantidad total de C en los suelos de montaña. Además, debe tenerse en cuenta la heterogeneidad de tipos de suelos existentes en estas zonas montañosas, porque la cantidad y concentración de MO estabilizada en la parte mineral difieren entre las diferentes cumbres. Sería necesario estudiar los tiempos de reciclaje o la edad de la MO a mayor escala y prestando atención a los cambios históricos que han tenido lugar en la explotación de los pastos alpinos. Así, por ejemplo, cabe comprobar en el futuro la posible incorporación de C pirogénico a estos suelos de alta montaña.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto GLORIA y a M. Maestro, J. Azorín, R. Galindo y S. Pérez por los análisis efectuados en el laboratorio del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC). Al Instituto Aragonés de Gestión Ambiental (INAGA) y al Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido por el permiso concedido para la recolección de muestras de suelo. Agradecemos a los Drs. S. Trumbore y K. Lorenz sus comentarios útiles a este trabajo. El primer autor agradece también a la fundación ARAID su apoyo a estas actividades.

BIBLIOGRAFÍA

- ALDEZABAL, A. 2001. – El sistema de pastoreo del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Pirineo Central, Aragón). Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Serie Investigación, Zaragoza, 317 pp.
- EHLERINGER, J.R., N. BUCHMANN & L.B. FLANAGAN. 2000. – Carbon isotope ratios in belowground carbon cycle processes. *Ecology Applied*, 10: 412-422.
- EUSTERHUES, K., C. RUMPEL & I. KÖGEL-KNABNER. 2007. – Composition and radiocarbon age of HF-resistant soil organic matter in a Podzol and a Cambisol. *Organic Geochemistry*, 38: 1356-1372.
- EUSTERHUES, K., C. RUMPEL, M. KLEBER & I. KÖGEL-KNABNER. 2003. – Stabilisation of soil organic matter by interactions with minerals as revealed by mineral dissolution and oxidative degradation. *Organic Geochemistry*, 34: 1591-1600.
- FISCHLIN, A., G.F. MIDGLEY, J.T. PRICE, R., LEEMANS, B. GOPAL, C. TURLEY, M.D.A. ROUNSEVELL, O.P. DUBE, J. TARAZONA & A.A. VELICHKO. 2007. – Ecosystems, their properties, goods, and services. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden & C.E. Hanson, eds, Cambridge University Press, Cambridge, 211-272.
- GOTTFRIED, M., H. PAULI, A. FUTSCHIK, M. AKHALKATSI, P. BARANCOK, J.L. BENITO ALONSO, G. COLDEA, J. DICK, B. ERSCHBAMER, M.R. FERNÁNDEZ CALZADO, G. KAZAKIS, J. KRAJCI, P. LARSSON, M. MALLAUN, O. MICHELSEN, D. MOISEEV, P. MOISEEV, U. MOLAU, A. MERZOUKI, L. NAGY, G. NAKHUTSRISHVILI, B. PEDERSEN, G. PELINO, M. PUSCAS, G. ROSSI, A. STANISCI, J.-P. THEURILLAT, M. TOMASELLI, L. VILLAR, P. VITTOZ, I. VOGIATZAKIS, & G. GRABHERR. 2012. – Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature Climate Change*, 2: 111-115. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1329>
- HELFRICH, M., H. FLESSA, R. MIKUTTA, A. DREVES, B. LUDWIG. 2007. – Comparison of chemical fractionation methods for isolating stable soil organic carbon pools. *European Journal of Soil Science*, 58: 1316-1329.
- HITZ, C., M. EGLI & P. FITZE. 2001. – Below-ground and aboveground production of vegetational organic matter along a climosequence in alpine grasslands. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 164: 389-397.
- JAGADAMMA, S., R. LAL, D.A.N. USSIRI, S. TRUMBORE & S. MESTELAN. 2010. – Evaluation of structural chemistry and isotopic signatures of refractory soil organic carbon fraction isolated by wet oxidation methods. *Biogeochemistry*, 98: 29-44.
- JIMÉNEZ, J.J. & L. VILLAR. 2011. – C y N en suelos de pastos alpinos del macizo del Monte Perdido (Parque Nacional de Ordesa, Pirineo Central). En: Ninot, J. *et al.* (eds) *Botànica pirenaico-cantàbrica*:

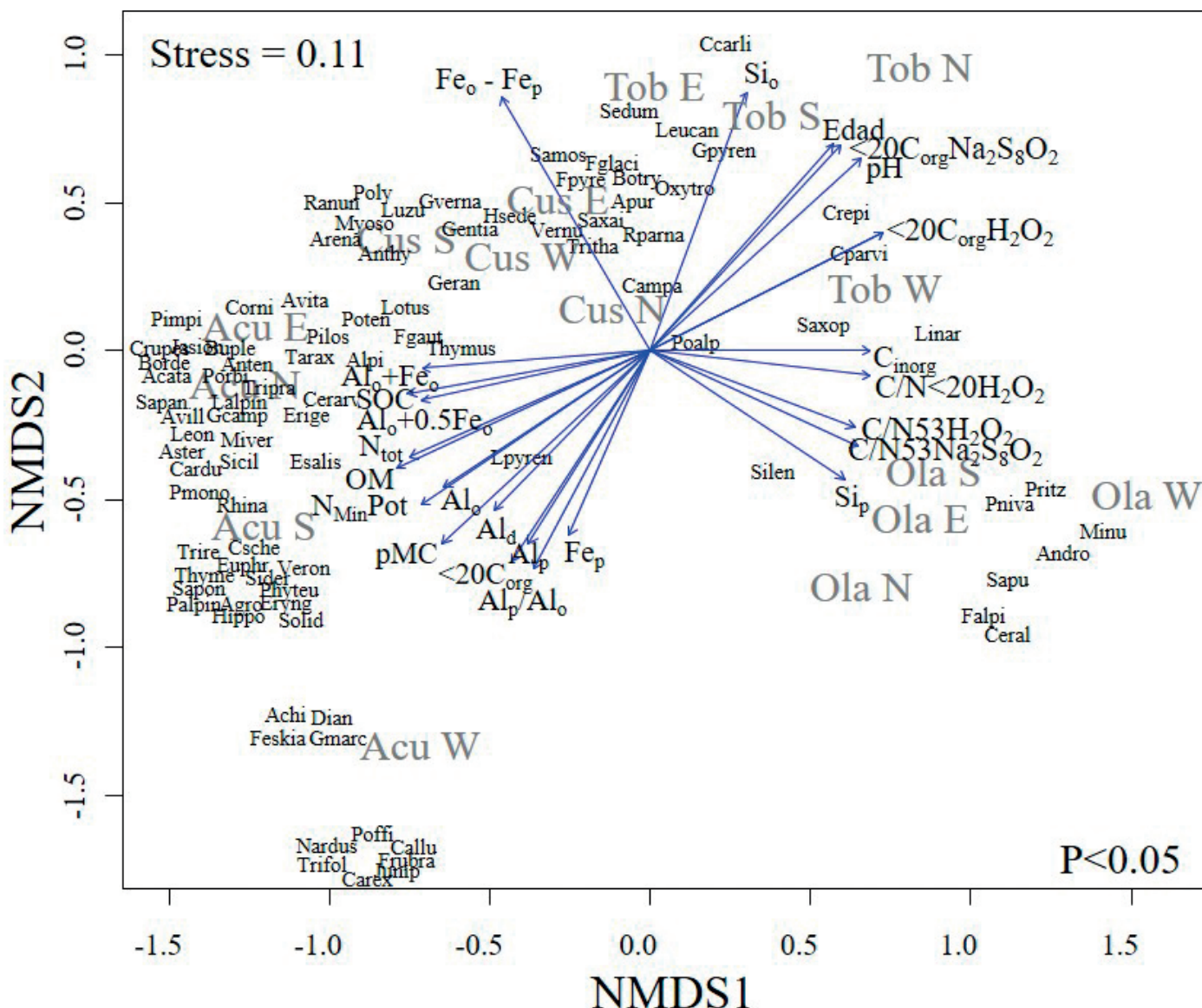


Fig. 2. Resultado del escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) con la ordenación de las especies vegetales y su relación significativa con las variables ambientales del suelo analizadas en cada una de las cimas (en el Anexo 1 se indica el nombre completo de las mismas). Las cimas están indicadas con el color gris

Monografies del CENMA. Andorra-la-Vella, 227-240.

KLEBER, M., R. MIKUTTA, M.S. TORN & R. JAHN. 2005. – Poorly crystalline mineral phases protect organic matter in acid subsoil horizons. *European Journal of Soil Science*, 56: 717-725.

KLEBER, M., P. SOLLINS & R. SUTTON. 2007. – A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. *Biogeochemistry*, 85: 9-24.

LÓPEZ-ULLOA, M., E. VELDKAMP & G.H.J. DE KONING. – 2005. Soil carbon stabilization in converted tropical pastures and forests depends on soil type. *Soil Science Society of America Journal*, 69: 1110-1117.

LORENZ, K., R. LAL, C.M. PRESTON & K.G.J. NIEROP. 2007. – Strengthening the soil organic carbon pool by increasing contributions from recalcitrant aliphatic bio(macro)molecules. *Geoderma*, 142 (1-2): 1-10.

LÜTZOW, M. VON, I. KÖGEL-KNABNER, K. EKSCHMITT, H. FLESSA, G. GUGGENBERGER (G.), E. MATZNER & B. MARSCHNER. 2007. – SOM

fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology & Biochemistry*, 39: 2183-2207.

LÜTZOW, M. VON, I. KÖGEL-KNABNER, K. EKSCHMITT, E. MATZNER G. GUGGENBERGER, B. MARSCHNER & H. FLESSA. 2006. – Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Sciences*, 57: 426-445.

MAYNARD, D.G. & Y.P. KALRA. 1993. – Nitrate and exchangeable ammonium nitrogen. En: Carter, M.R. (ed.) *Soil sampling and methods of analysis*. Canadian Society of Soil Sciences, Lewis Publ., Boca Raton, FL, 25-38.

MCCUNE, B. & J.B. GRACE. 2002. – *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software, Glenden Beach, OR, 300 pp.

MIKUTTA, R., M. KLEBER & R. JAHN. 2005. – Poorly crystalline minerals protect organic carbon in clay subfractions from acid subsoil horizons. *Geoderma*, 128: 106-115.

MIKUTTA, R., M. KLEBER, M.S. TORN & R. JAHN. 2006. – Stabilization

- of organic matter: association with minerals or chemical recalcitrance? *Biogeochemistry*, 77: 25-56.
- PAULI, H., M. GOTTFRIED, D. HOHENWALLNER, K. REITER, R. CASSALE & G. GRABHERR (eds). 2004. – *The GLORIA Field Manual – Multi-summit Approach. 4th version*. European Commission DG Research, EUR 21213. Office for Official Publications of the European Communities, Brussels, 89 pp.
- SCHLESINGER, W.H. 2009. – On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 106: 203-208.
- SCHULTZ, B.B. 1985. – Levene's Test for Relative Variation. *Systematic Zoology*, 34 (4): 449-456.
- SESÉ, J.A., J.V. FERRÁNDEZ & L. VILLAR. 1999. – La flora alpina del Pirineo, un patrimonio singular. En: Villar (L.) (ed.) *Espacios Naturales Protegidos del Pirineo*. Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Huesca. pp. 57-76.
- SPIELVOGEL, S., J. PRIETZEL & I. KÖGEL-KNABNER. 2008. – Soil organic matter stabilization in acidic forest soils is preferential and soil type-specific. *European Journal of Soil Sciences*, 59: 674-692.
- TORN, M.S., C.W. SWANSTON, C. CASTANHA, & S.E. TRUMBORE. 2009. – Storage and turnover of organic matter in the soil. In: Senesi, N., Baoshan Xing, & Pan Ming Huang (eds), *Biophysico-Chemical Processes Involving Natural Nonliving Organic Matter in Environmental Systems*, Cambridge University press, Cambridge. pp. 215-268.
- TORN, M.S., S.E. TRUMBORE, O.A. CHADWICK, P.M. VITOUSEK & D.M. HENDRICKS. 1997. – Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature (London)*, 389 (6647): 170-173.
- TRUMBORE, S. 2000. – Age of soil organic matter and soil respiration: Radiocarbon constraints on belowground C dynamics. *Ecology Applied*, 10 (2): 399-411.
- USDA. 2004. – *Soil Survey Laboratory Methods Manual*. Burt, R. (ed.) Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 4.0. Natural Resources Conservation Service, 700 pp.

Especies vegetales	Cumbres															
	Acuña (2232 m)				Custodia (2519 m)				Tobacor (2769 m)				Olas (3022 m)			
	N*	S	E	O	N	S	E	O	N	S	E	O	N	S	E	O
<i>Achillea millefolium</i> L.	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agrostis capillaris</i> L. subsp. <i>capillaris</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alchemilla alpina</i> subsp. <i>saxatilis</i> (Buser) Rouy & Camus	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alchemilla catalaunica</i> Rothm.	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Androsace ciliata</i> DC.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
<i>Androsace villosa</i> L.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Androsace vitaliana</i> (L.) Lapeyr. subsp. <i>vitaliana</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Antennaria dioica</i> (L.) Gaertn.	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthyllis</i> gr. <i>vulneraria</i> L.	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Arenaria moehringioides</i> J. Murr	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Arenaria purpurascens</i> Ramond ex DC.	0	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0
<i>Aster alpinus</i> L.	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Borderea pyrenaica</i> Bub. & Bordère ex Mieg.	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Botrychium lunaria</i> (L.) Sw.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bupleurum ranunculoides</i> L.	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campanula cochlearifolia</i> Lam.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campanula scheuchzeri</i> Vill.	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carduus carlinifolius</i> Lam. subsp. <i>carlinifolius</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carduus carlinoides</i> Gouan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Carex caryophyllaea</i> Latourr.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex ornithopoda</i> Willd.	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex parviflora</i> Host	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Carex rupestris</i> All.	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cerastium alpinum</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cerastium arvense</i> L.	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crepis pygmaea</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0
<i>Dianthus benearnensis</i> Loret	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erigeron cf. alpinus</i> L.	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eryngium bourgatii</i> Gouan	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euphrasia alpina</i> Lam. subsp. <i>alpina</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euphrasia salisburgensis</i> Funck	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Festuca alpina</i> subsp. <i>riverae</i> Chas, Kerguelen & Plonka	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Festuca eskia</i> Ramond ex DC.	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Festuca gautieri</i> subsp. <i>scoparia</i> (A. Kerner & Hack.) Kerguelen	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Festuca glacialis</i> (Mieg. Ex Hack.) K. Richt.	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0
<i>Festuca pyrenaica</i> Reut.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Festuca gr. rubra</i> L.	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galium marchandii</i> Roem. & Schult.	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Galium pyrenaicum</i> Gouan	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gentiana nivalis</i> L.	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0
<i>Gentiana verna</i> L.	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Gentianella campestris</i> (L.) Börner	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Geranium cinereum</i> Cav.	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Helictotrichon setidenense</i> (Clarion ex DC.) Holub	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Hippocrepis comosa</i> L.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Session Gestion et analyse des données floristiques, synthèses

Gestión y análisis de los datos florísticos, síntesis

Management and analyse of floristic data, syntheses

Cartographie de l'occupation des sols des Pyrénées en 1850 et identification des plantes vasculaires indicatrices de l'ancienneté de l'état boisé

**J.L. Dupouey¹, A. Grel², L. Larrieu^{2,3}, W. Heintz², N. Leroy¹, P. Montpied¹, G. Corriol⁴,
E. Hamdi⁵, M. Deconchat², D. Vallauri⁶**

1. Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, F-54280 Champenoux. E-mail : jean-luc.dupouey@inrae.fr

2. Université de Toulouse, INRAE, UMR Dynafor, CS 52627, F-31326 Castanet-Tolosan Cedex

3. CNPF-CRPF Occitanie, 7 Chemin de Lacade, F-31320 Auzerville-Tolosane

4. Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, Vallon de Salut, BP 70315, F-65203 Bagnères-de-Bigorre Cedex

5. WWF France, 6 rue des Fabres, F-13001 Marseille

RÉSUMÉ

L'Homme a fortement marqué les paysages européens par des déboisements anciens et à large échelle. Mais depuis le minimum forestier du XIX^e siècle, nous assistons à une reconquête forestière massive, qui constitue une véritable révolution écologique. Les espèces de plantes vasculaires pionnières de ces successions secondaires qui se déroulent sur les anciens terroirs agricoles ont été de longue date bien identifiées. Par contre, les espèces de fin de succession, liées aux périodes de longue continuité de l'état boisé, sont moins connues. Leur recherche nécessite des études historiques préalables visant à évaluer et cartographier l'ancienneté des forêts. Ces travaux n'ont pour l'instant été menés que dans les forêts des plaines et plateaux d'Europe du Nord et de l'Ouest, et de l'est des États-Unis. Les études dans les zones méditerranéennes et de montagne ne font que commencer. Le présent travail a pour objectif d'identifier ces espèces, dites de forêt ancienne, pour le versant nord de la chaîne pyrénéenne.

Un important travail de cartographie de l'occupation des sols sur l'ensemble de la chaîne à une date (1850) proche du minimum forestier a été mené. Nous avons vectorisé les informations portées sur les minutes 1:40 000 de la carte d'État-Major, issues elles-mêmes pour partie du cadastre napoléonien. Cette carte numérique des occupations anciennes du sol est à elle seule un document d'une grande richesse, qui a vocation à servir les recherches pyrénéennes en écologie, géographie ou histoire. Nous avons ensuite croisé cette carte des usages anciens avec celle des forêts actuelles (2003), ce qui permet d'identifier dans le paysage d'aujourd'hui les forêts ayant au moins 150 ans d'ancienneté de l'état boisé, que nous définissons comme forêts anciennes. Nous en présentons quelques grandes caractéristiques. Le taux de boisement du versant nord pyrénéen est passé de 24 % en 1850 à 46 % en 2003. Les forêts anciennes représentent 46 % seulement des forêts actuelles. Les forêts récentes, qui n'existaient pas en 1850, sont très majoritairement agrégées à des massifs anciens (95 % des forêts récentes) et non isolées dans les paysages. De fortes variations apparaissent dans la continuité de l'état boisé selon l'altitude, l'exposition, la position géographique dans les Pyrénées ou le type de propriété foncière.

Le croisement de cette carte avec les bases de données floristiques actuelles permet finalement d'identifier, par des méthodes statistiques appropriées, les espèces pionnières de la recolonisation post-abandon agricole et, surtout, les espèces liées à la continuité de l'état boisé dans les forêts pyrénéennes.

Nous discutons enfin les limites de ce travail et les perspectives qu'il ouvre, en particulier en écologie de la conservation et en écologie du paysage.

Mots-clés : écologie historique, Pyrénées, carte d'État-Major, changement de l'occupation du sol, forêt ancienne, végétation.

ABSTRACT

Mapping of land use in the Pyrenees in 1850 and identification of vascular plants indicative of the ancientness of forest

Man has strongly influenced European landscapes by early, continuous and large scale deforestation. But since the middle of the nineteenth century in France, we are witnessing a massive forest recovery, which is a true ecological revolution. Pioneer plant species of these secondary successions, occurring on former agricultural lands, have long been well identified. But late-successional species, linked to long periods of forest continuity, are less well known. Their identification requires preliminary historical studies in order to locate ancient forests. These studies have so far been conducted in the forests of the plains of northern and western Europe and eastern United States. Studies in Mediterranean and mountain areas are only beginning. This work aimed to identify ancient woodland species of the north side of the Pyrenees mountains, in the south-west of France.

A substantial work on the mapping of land use all over the Pyrenees, at a time (1850) close to the forest minimum, has been conducted. We vectorized the information contained in the minutes of the 1:40 000 "Etat-Major" map, themselves partly derived from the Napoleonic cadastre. This digital map of the ancient land use is in itself a document of great wealth, which is meant to serve the Pyrenean researches in ecology, geography or history. We then crossed this ancient land-use map with the one of present forests (year 2003). This allowed us to identify in today's landscape forests which were already present at least 150 years ago, that we defined as ancient forests. We present the main characteristics of forest changes. The forest cover on North Pyrenean slopes increased from 24 % in 1850 to 46 % today. Ancient forests constitute only 46 % of present forests. Recent forests, which did not exist in 1850, are mostly aggregated to ancient forests (95 % of recent forests), not isolated in the landscape. Large variations occur in the continuity of wooded state according to elevation, aspect, geographical location in the Pyrenees or the type of land ownership.

Finally, crossing the ancient land-use map with current vegetation databases allowed the identification, by appropriate statistical methods, of the pioneer species of post-agricultural recolonization and, on the opposite, of species linked to a long continuity of wooded state in Pyrenean forests.

We discuss the limitations of this work and its perspectives, particularly in conservation ecology and landscape ecology.

Key words: historical ecology, Pyrenees, ancient map, land-use change, ancient forest; vegetation.

RESUMEN

Cartografía del uso del suelo en los Pirineos en 1850 e identificación de plantas vasculares indicativas de la edad del estado arbolado

El hombre ha marcado profundamente los paisajes europeos por medio de deforestaciones antiguas y a gran escala. Pero desde el mínimo forestal del siglo XIX, asistimos a una reconquista forestal masiva, lo que constituye una verdadera revolución ecológica. Las especies de plantas vasculares pioneras de estas sucesiones secundarias, que se desarrollan sobre antiguos terrenos agrícolas, fueron identificadas ya hace tiempo. Sin embargo, las especies del final de la sucesión, ligadas a periodos de larga continuidad del bosque, son menos conocidas. Su investigación precisa de estudios históricos previos para evaluar y cartografiar la antigüedad de los bosques. Por el momento, estos trabajos no se han llevado a cabo más que en los bosques de tierras bajas de la Europa del Norte y del Oeste, y de los Estados Unidos. Los estudios en las áreas mediterráneas y de montaña no han hecho más que comenzar. El presente trabajo tiene como objetivo identificar estas especies, conocidas como especies de bosque antiguo, para la vertiente norte de la cadena pirenaica.

Se ha abordado un importante trabajo de cartografía de la ocupación de suelos en todo el conjunto de la cadena en una fecha (1850) próxima al mínimo forestal. Hemos vectorizado la información 1:40 000 contenida en el mapa del Estado Mayor, que emana parcialmente a su vez del catastro napoleónico. Este mapa digital de la ocupación antigua del suelo es en sí mismo un documento de una gran importancia, que tiene como vocación servir de base en las investigaciones pirenaicas en ecología, geografía o historia. A continuación, hemos cruzado este mapa de usos antiguos con un mapa de bosques actuales (2003), lo que permite identificar en el paisaje de hoy aquellos bosques que tengan al menos 150 años de antigüedad como bosque, que definimos como bosques antiguos. Presentamos algunas de sus características. La tasa forestal de la vertiente norte pirenaica ha pasado de 24% en 1850 a 46% en 2003. Los bosques antiguos sólo representan el 46% de los bosques actuales. Los bosques recientes, que no existían en 1850, están mayoritariamente agregados a macizos antiguos (95% de bosques recientes) y no aislados en el paisaje. Existen fuertes variaciones en la continuidad del bosque según la altitud, la exposición, la posición geográfica en los Pirineos o el tipo de propiedad del suelo. El cruce de este mapa con las actuales bases de datos florísticos permite finalmente identificar, a través de métodos estadísticos apropiados, las especies pioneras de la recolonización post-abandono agrícola y, sobre todo, las especies ligadas a la continuidad del bosque en los bosques pirenaicos. Se discuten finalmente los límites de este trabajo y las perspectivas que abre, en particular en la ecología de la conservación y en la ecología del paisaje.

Palabras clave: ecología histórica, Pirineos, mapa del Estado Mayor, cambio en la ocupación del suelo, bosque antiguo, vegetación.

I. Introduction

Dans les régions du monde où la densité de population est importante, comme en Europe de l'Ouest, l'Homme imprime une très forte marque dans les paysages en les structurant en unités homogènes d'usages variés et très différenciés : villes et villages, vergers, vignobles, cultures de labour, prairies, pâtures, landes, forêts, milieux aquatiques... La végétation de ces divers types de milieux est elle aussi très différenciée. Mais cette structuration n'est pas pérenne. C'est une caractéristique importante de notre histoire urbaine et agraire : à diverses échelles de temps et d'espace, nous avons échangé des territoires entre presque toutes les catégories d'usages citées précédemment. Trois tendances dominent ces changements de vocation des sols : (i) la mise en valeur agronomique des terres, à but majoritairement alimentaire, a conduit au

défrichement des landes et des forêts et à l'assèchement à très large échelle des milieux humides ; (ii) l'urbanisation fait quasiment complètement disparaître tous les autres usages, quels qu'ils soient ; (iii) à l'opposé, l'abandon agricole, lié aux calamités (guerres, épidémies), à l'exode rural, au progrès technique ou aux orientations économiques de l'agriculture, entraîne la recolonisation forestière.

Depuis la première moitié du XIX^e siècle, notre pays connaît un abandon massif des terres agricoles, et une recolonisation forestière probablement sans précédent dans son histoire. Nous avons reconstruit les grands traits statistiques de cette évolution pour les Pyrénées à partir d'une synthèse des données du cadastre napoléonien pour les six départements du massif pyrénéen (Fig. 1). Il a été établi, dans ce périmètre, de 1808 à 1843, avec une date moyenne de 1829. Trois catégories

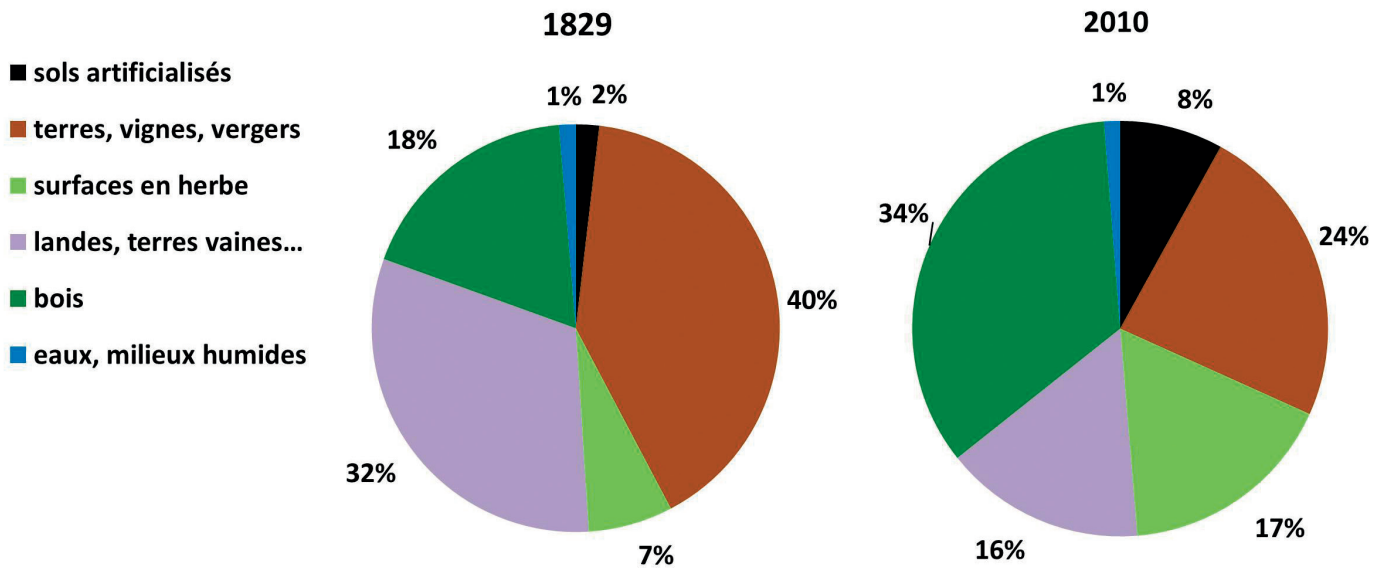


Fig. 1. Évolution de l'occupation des sols dans les six départements pyrénéens (Pyrénées-Atlantiques, Hautes-Pyrénées, Haute-Garonne, Ariège, Aude, Pyrénées-Orientales) entre le cadastre napoléonien et l'époque actuelle (enquête sur l'utilisation du territoire en France [Teruti], année de référence 2010)

d'usage ont fortement progressé depuis cette date : les sols artificialisés (x 4,3 en surface), les prairies et pâtures (x 2,5) et les forêts (x 1,9). À l'inverse, les terres labourées, vignes et vergers ont fortement régressé (division par 1,7), comme les landes et terres vaines (division par 2). Cette dernière catégorie est celle dont l'évolution est la plus délicate à caractériser, car les définitions et les usages des landes, garrigues, maquis, terres vaines, terres vagues, friches... ont fortement évolué depuis le cadastre napoléonien. Elle inclut les territoires qui ne rentrent pas dans les catégories précédentes, aux usages plus intensifs et donc mieux définies. En valeur absolue de superficie, ce sont les forêts qui se sont le plus étendues, avec près de 560 000 ha supplémentaires.

Les forêts ont atteint un minimum de surface en France dans la première moitié du XIX^e siècle (MATHER *et al.* 1999). Depuis, de nouvelles forêts sont donc apparues et ont profondément modifié les paysages. Dans les Pyrénées, les cartes postales du début du XX^e siècle (CARRÉ 2010, DAVASSE *et al.* 2012) ou les photographies aériennes des années 1950 (LAGASQUIE *et al.* 2012) sont des témoins directs de la rapidité et de la force de la reconquête forestière. Ces nouvelles forêts contiennent pour certaines des peuplements déjà adultes, souvent de seconde génération, puisque ce processus de recolonisation est engagé depuis plus d'un siècle. On nomme ces nouveaux peuplements des forêts « récentes », et ceux qui préexistaient à ce minimum des forêts « anciennes » (DUPOUEY *et al.* 2002). On insiste ici sur cette définition : le mot « ancien » fait référence à la continuité de l'état boisé, et non à l'âge des arbres ou à la maturité des peuplements. L'ancienneté est relative à une date qu'il faut préciser. Puisque nous travaillons à partir de la carte d'État-Major, levée aux alentours de 1850, c'est la date de référence que nous utilisons dans ce travail. Une forêt récente peut donc contenir aujourd'hui des arbres ou des peuplements âgés de 150 ans, et un peuplement appartenant à une forêt ancienne peut être en phase de régénération, et dominé par des semis et de jeunes arbres.

De nombreuses études en Europe de l'Ouest se sont intéressées à l'ancienneté de l'état boisé et à son rôle sur l'état et le fonctionnement des écosystèmes forestiers : plus de 400 travaux ont déjà été publiés depuis 1975, selon la base Web of Science (<https://www.webofknowledge.com/>) interrogée avec les mots clefs « ancient forest(s) » ou « ancient woodland(s) ». Ces travaux montrent tous le même phénomène : les sols et la végétation des forêts anciennes diffèrent fortement de celles des forêts récentes (HERMY & VERHEYEN 2007), même dans des peuplements matures, de même composition en essences et sur des substrats géologiques identiques. Les causes de ces différences sont relativement bien connues et se rattachent à deux mécanismes bien différents : (i) l'agriculture ancienne a entraîné des modifications à long terme des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sols (pierrosité, texture, structure, acidité, contenu en matière organique, phosphore et cations, potentiel de nitrification, cortèges microbiens...), modifiant le filtre des conditions abiotiques et donc les assemblages d'espèces (voir par exemple KOERNER *et al.* 1997), et (ii) certaines espèces de forêt ancienne sont très fortement limitées par la dispersion, ne recolonisant que très lentement les forêts récentes.

Il est donc important de tenir compte, en écologie végétale, de l'histoire de l'occupation des sols car :

- c'est une clef nécessaire pour comprendre la distribution actuelle des espèces ;
- en raison de leurs capacités de dispersion plus faible, certaines espèces de forêt ancienne ont une valeur, au sens de leur coût de restauration, plus importante que les espèces à plus fort pouvoir de recolonisation ;
- en parallèle, les forêts anciennes ont, toutes choses égales par ailleurs, une valeur plus élevée que les forêts récentes. En partie pour la raison précédente, mais aussi parce que certaines modifications du milieu induites par l'agriculture sont irréversibles à l'échelle de quelques millénaires. On ne pourra donc pas, à cette échelle de temps, reconstituer

des forêts anciennes à partir de forêts récentes, alors que la création de forêts récentes est continue, depuis que l'Homme abandonne des territoires agricoles.

Les études visant à déterminer les espèces préférant les forêts anciennes ont été principalement menées dans les plaines de l'ouest, du nord et du centre de l'Europe. Très peu d'études ont été réalisées dans les zones de montagne ou la région méditerranéenne, et aucune dans les Pyrénées. Plusieurs raisons peuvent expliquer ce fait : **(i)** la faible surface couverte par les études de reconstruction de l'histoire des occupations du sol, plus souvent menées de façon monographique sur de

petites zones et de longues périodes qu'à large échelle ; **(ii)** la faible connexion entre les travaux des géographes et historiens des paysages agraires et les botanistes ; **(iii)** l'idée fréquente, mais en grande partie fautive, que ces zones n'ont pas connu de changement (en montagne), ou au contraire en ont connu de trop fréquents et importants (en zone méditerranéenne) pour que la question mérite d'être posée.

Nous avons réalisé une carte de l'occupation des sols de l'ensemble de la chaîne pyrénéenne et de son piémont, à une date proche de celle du minimum forestier du XIX^e siècle, et nous l'avons comparée à la carte des forêts actuelles. L'objectif

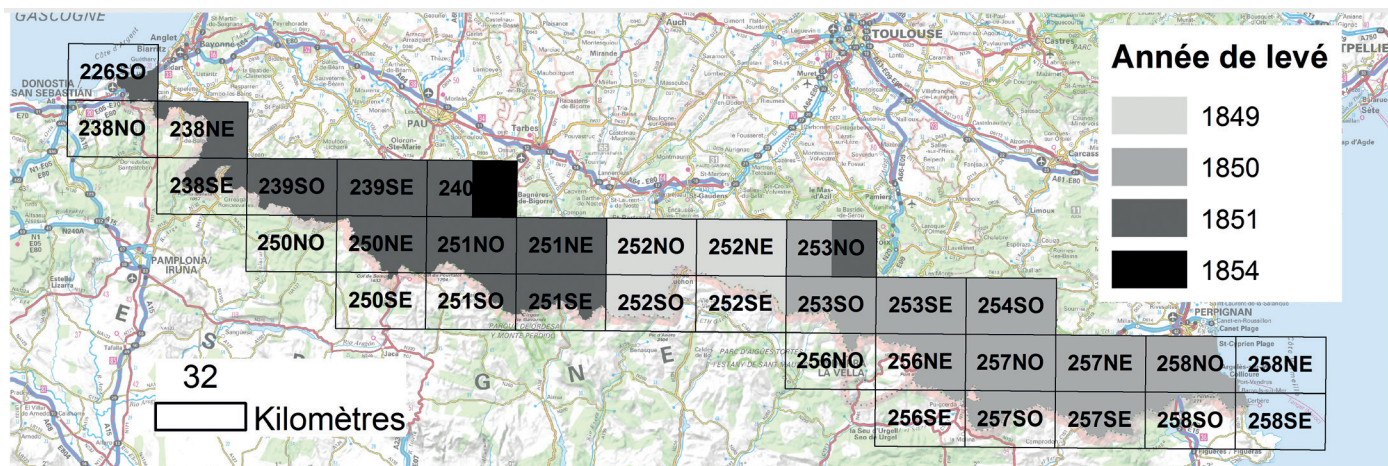


Fig. 2. Feuilles de la carte d'État-Major digitalisées dans le présent travail et année de leur levé. Fonds cartographique © IGN

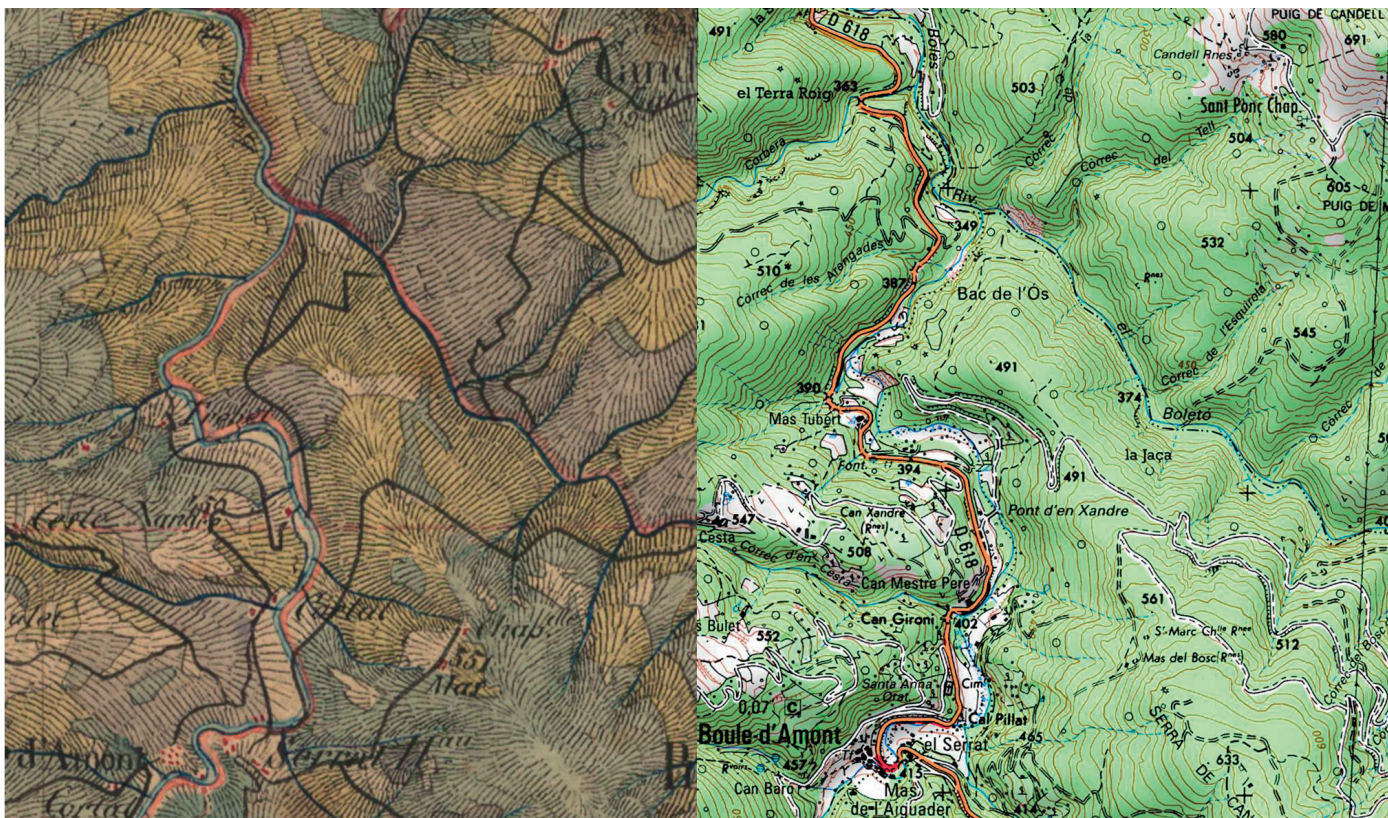


Fig. 3. Extrait de la carte d'État-Major 257NE (Prades), au nord-est du village de Boule-d'Amont (Pyrénées-Orientales). On reconnaît sur cette carte les forêts en vert-jaunâtre, les terres vaines (pâturages) en bleu, les vignes en gris, les terres labourables en blanc et les zones bâties en rouge. La comparaison avec le Scan25 de l'IGN, à droite, montre la très forte progression des formations boisées au cours des 150 dernières années.

du présent travail est de :

- présenter les grands traits de l'évolution de la couverture forestière entre la première moitié du XIX^e siècle et la fin du XX^e dans les Pyrénées, principalement sous l'angle de la localisation des forêts anciennes ;
- croiser la carte de l'ancienneté de l'état boisé avec les bases de données floristiques des conservatoires botaniques pyrénéen et méditerranéen, afin d'établir une première liste d'espèces végétales liées à l'ancienneté de l'état boisé dans les Pyrénées.

II. Matériel et méthodes

1. Réalisation de la carte des forêts anciennes

Nous nous sommes basés sur le document présentant le meilleur équilibre entre proximité de la date du minimum forestier, échelle et précision géographique de la carte, et qualité de l'information sur l'occupation du sol (validité et exhaustivité des usages cartographiés). Des études antérieures (DUPOUEY *et al.* 2007) ont montré que, pour des travaux portant sur de grandes surfaces, les minutes au 1:40 000 couleur de la carte d'État-Major sont les plus adéquates. La carte de l'État-Major est en effet la première carte de la France entière à atteindre une précision géométrique suffisante pour supporter une comparaison fine avec les cartes d'occupation actuelle du sol, ce que ne permet pas la carte de Cassini, qui la précède de presque un siècle. Elle a été levée dans les Pyrénées entre 1849 et 1854, mais très majoritairement en 1850, pour la partie Est, et 1851, pour la partie Ouest (Fig. 2). L'année moyenne de levé, pondérée par les surfaces levées, est 1850. C'est donc par cette date repère que nous désignerons par la suite la période de réalisation de la carte. L'intérêt de cette carte pour l'histoire agraire vient de son mode de réalisation. Elle a en effet été couplée dès l'origine à la réalisation du cadastre napoléonien. Les ingénieurs militaires disposaient dans les Pyrénées, lors des levés des minutes, d'une réduction des plans cadastraux (levés le plus souvent au 1:5 000) pour les aider à réaliser ce qu'on appelait alors la « topographie », c'est-à-dire la représentation de l'occupation du sol (villages, routes, types de cultures...). Ils complétaient et corrigeaient sur le terrain les informations cadastrales, acquises entre 1808 et 1843 dans les Pyrénées. La nomenclature des divers types d'usage du sol représentés sur la carte suit donc assez fidèlement celle du cadastre napoléonien, avec sa variabilité géographique. On trouve principalement six types d'occupation du sol (Fig. 3) : zones bâties, cultures de labour, vignes, prairies (de fauche), pâtures, et bois. Une des limitations majeures de la carte d'État-Major est qu'elle représente parfois par un même figuré (le fond de carte non coloré) les pelouses d'altitude et les zones de culture. Cela n'impacte pas l'étude des mouvements forestiers, mais nécessite un travail supplémentaire lorsque l'on veut savoir sur quels anciens usages une forêt récente s'est développée.

Nous avons réalisé la vectorisation des occupations du sol et le géoréférencement de 32 feuilles (sur les 977 que comporte la carte de France). Les méthodes sont décrites en détail dans FAVRE *et al.* (2013). Nous avons utilisé 2,5 points de géoréférencement en moyenne par km² de terrain. Ceci permet d'atteindre une très bonne précision de la carte finale,

puisque l'erreur quadratique moyenne de positionnement est de 40,6 m, 20,6 m seulement en erreur médiane (annexe I). 95 % des erreurs sont inférieures à 79,5 m. L'erreur de départ de la carte, avant corrections locales, était de 48,3 m en erreur médiane (76,6 m en erreur quadratique moyenne). Le travail de géoréférencement a donc permis de diviser par plus de deux l'erreur (médiane) d'origine. Le temps de travail effectif a été de 40 h en moyenne par feuille pleine, dont 60 % pour la vectorisation et 30 % pour le géoréférencement, le reste étant consacré à l'assemblage des feuilles, la vérification et correction des erreurs et la saisie des informations concernant les dates et auteurs des levés.

Afin d'identifier les forêts déjà présentes dans la première moitié du XIX^e siècle (les forêts anciennes) et celles apparues depuis sur des terrains alors non boisés (les forêts récentes), et de localiser les déboisements, nous avons croisé la carte précédente avec la carte IGN-IFN des forêts actuelles. Cette dernière a été établie à partir de photographies aériennes acquises dans la décennie 1999-2008 (pour le département 09 : en 2001, 11 : 1999, 31 : 1996, 64 : 2008, 65 : 2006, 66 : 1999). L'année moyenne des prises photographiques, pondérée par les surfaces cartographiées, est 2003. C'est par cette date repère que nous désignons par la suite la période de réalisation de la carte des forêts actuelles.

2. Identification des taxons liés à l'ancienneté de l'état boisé

Nous avons utilisé les relevés floristiques conservés dans les bases de données du Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, et du Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles pour la partie est de la chaîne. L'analyse n'a porté que sur les plantes vasculaires, avec un regroupement des données au rang spécifique. L'appartenance à un type d'habitat n'est connue que pour une minorité de ces relevés. Nous avons donc extrait les relevés « forestiers » des bases de données précédentes par croisement avec la carte des forêts de l'IFN (voir ci-dessus). Cette façon de sélectionner les relevés nous a conduits à inclure dans nos analyses des relevés localisés dans les forêts actuelles, appartenant le plus souvent à des habitats forestiers, mais aussi à des habitats non forestiers associés à la forêt (coupes, pelouses ou milieux humides intra-forestiers, rochers...).

Par croisement avec la carte d'État-Major, nous avons attribué à chaque relevé l'occupation du sol qu'il avait en 1850. Parmi les 11 343 sites initialement disponibles dans la région d'étude, nous avons éliminé les observations faites avant 1970 dans les zones classées en forêt récente (284 sites), afin de limiter le risque d'inclure des relevés effectués dans des zones non encore boisées au moment du relevé. Nous n'avons ensuite retenu que les 3309 sites où 15 taxons au minimum avaient été relevés.

Pour chaque espèce, nous avons étudié le rôle de l'ancienneté de l'état boisé sur sa présence/absence, en contrôlant les effets de l'altitude et de l'exposition. Dans cet objectif, le modèle de régression logistique suivant a été ajusté, espèce par espèce :

$$\text{logit}(p) = a + b * \text{alti} + c * \text{alti}^2 + d * \text{expo} + e * \text{expo}^2 + f * \text{forêt ancienne} + \varepsilon \quad (1)$$

où p est la probabilité de présence de l'espèce ; logit, la fonction logit : $\log(p/(1-p))$; alti, l'altitude des relevés ; expo, l'exposition des relevés selon un gradient nord-sud, comptée de 0 (nord) à

180 (sud) ; forêt ancienne une variable en deux classes indiquant si la forêt où se situe le relevé était déjà présente sur la carte d'État-Major (forêt ancienne) ou non (forêt récente). Nous avons testé si l'introduction de cette variable (effet fixe) indiquant l'ancienneté de l'état boisé, une fois les effets de l'altitude et de l'exposition (covariables continues) pris en compte, apportait une information significative sur la présence de l'espèce. Afin de tenir compte des grandes variations phytogéographiques au sein de la chaîne pyrénéenne, les analyses ont été réalisées indépendamment dans trois zones (Tab. 1). La zone ouest et pré-pyrénéenne comprend les petites régions forestières « Basses montagnes basques », « Bordure sous-pyrénéenne » et « Front pyrénéen » (voir Fig. 4). La haute chaîne correspond à la région du même nom. La zone est regroupe toutes les petites régions à l'est des précédentes, majoritairement comprises dans les Pyrénées-Orientales. Ces regroupements ont été construits de façon à équilibrer le nombre de relevés disponibles dans chaque zone et se sont appuyés sur une pré-analyse de l'ensemble des relevés. Dans chaque zone, nous n'avons testé que les espèces

présentes dans au moins 30 relevés.

En raison du grand nombre de tests effectués, nous n'avons considéré comme significativement liées à l'ancienneté de l'état boisé que les espèces pour lesquelles ce facteur, introduit dans la régression logistique, montrait un effet significatif au seuil $P < 0,001$. L'ensemble des calculs a été réalisé sous R (R Core Team, 2013), en utilisant les fonctions *glm* pour l'ajustement du modèle logistique et *summary* pour le test de l'effet de l'ancienneté. La nomenclature est celle du référentiel taxonomique national TAXREF version 5 (GARGOMINY *et al.* 2012).

III. Résultats et discussion

1. Évolution des forêts pyrénéennes (Tab. 2)

Plusieurs études des modalités spatiales et temporelles des déboisements et reboisements ont déjà été faites dans les Pyrénées (voir par exemple REY 1944, DAVASSE & GALOP 1990, FRUHAUF 1980, PÉRON 1986, BONHÔTE *et al.* 2000). Elles ne concernent le plus souvent que des territoires limités.

Zone géographique	Nombre total de relevés	% de relevés en forêt ancienne	Nombre d'espèces présentes dans au moins 30 relevés	Nombre d'espèces montrant une préférence pour les forêts anciennes	Nombre d'espèces montrant une préférence pour les forêts récentes
Zone ouest et front pré-pyrénéen	1 480	53	283	56	56
Haute chaîne	794	46	205	33	8
Zone est	1 035	31	564	22	6
Ensemble de la région étudiée	3 309	44	636	71	61

Tableau 1. Caractéristiques générales des relevés floristiques analysés, et nombre d'espèces montrant une préférence pour les forêts anciennes ou récentes selon le modèle (1)

	Pyrénées	Lorraine	Bassin Parisien	Nord	Vercors	Luberon
Surface du territoire étudié (km ²)	12000	23285	30970	16222	6396	4485
Taux de boisement XIX ^e siècle (% de la surface du territoire)	24,0	29,4	15,7	10,3	31,7	24,7
Taux de boisement actuel (% de la surface du territoire)	46,0	35,0	21,0	9,1	53,3	46,9
Déboisement, en % de la surface forestière au XIX ^e siècle	11,8	10,0	22,4	37,2	9,7	11,1
Déboisement, en % de la surface du territoire	2,8	2,9	3,5	3,8	3,1	2,7
Proportion de forêt ancienne dans la forêt actuelle (% de la surface de forêt actuelle)	46,1	75,8	58,2	71,5	53,7	46,8
Proportion de forêt ancienne en forêt domaniale (% de la surface de forêt domaniale)	56,9	90,3	88,3	95,8	49,4	61,3
Proportion de forêt ancienne en forêt communale (% de la surface de forêt communale)	71,0	88,0	72,8	84,9	71,0	61,7
Proportion de forêt ancienne en forêt privée (% de la surface de forêt privée)	28,0	49,2	48,3	59,8	48,6	41,5
Proportion de forêt récente nucléée (% de la surface de forêt récente)	4,9	10,5	10,0	43,5	2,6	5,6
Référence de l'étude	DUPOUEY & BERGÈS, 2010	ARCHAUX <i>et al.</i> , 2014	JUDE <i>et al.</i> , 2017	DUPOUEY <i>et al.</i> , 2014	SALVAUDON <i>et al.</i> , 2013	

Tableau 2. Caractéristiques de l'évolution des forêts dans les Pyrénées entre 1850 et 2003, comparées à quelques autres zones de France.

Lorsqu'elles embrassent l'ensemble de la chaîne, la précision et l'exhaustivité spatiale des informations apportées deviennent plus faibles. La carte d'évolution que nous avons dressée couvre l'ensemble de la chaîne, avec une bonne précision spatiale. Elle ne concerne que deux dates, 1850 et 2003. De plus, pour 1850, la carte n'identifie les forêts qu'en tant qu'ensemble indifférencié. Elle ne pourra donc pas servir pour étudier l'évolution des types de forêt. La date de 1850 a l'avantage d'être probablement très proche du minimum forestier dans les Pyrénées (DAVASSE & GALOP 1990, CARRÉ 2010).

La forêt n'occupait en 1850 que 24 % du territoire étudié, un chiffre assez faible pour une zone montagneuse. À titre de comparaison, à la même époque, le massif du Vercors était boisé à 32 %, et la Lorraine à 29 %. Depuis cette date, les déboisements ont été relativement limités (12 % de la surface de 1850), comme on l'observe généralement en France. Mais la progression forestière a été extrêmement forte, puisque le taux de couvert forestier a presque doublé, et les Pyrénées se retrouvent aujourd'hui parmi les zones les plus fortement boisées de France. En conséquence, la proportion globale de forêt ancienne dans la forêt actuelle est l'une des plus basses observées jusqu'ici, 46 % seulement, proche de celle du Luberon (SALVAUDON *et al.* 2013, ABADIE *et al.* 2017 ; Tab. 2). On confirme l'opposition entre le nord et le sud de la France mise en évidence lors de l'étude de la couverture forestière de la fin du XVIII^e siècle, à partir des cartes de Cassini (VALLAURI *et al.* 2012). La moitié nord a conservé une plus large part de ses forêts que la moitié sud, où la recolonisation récente a joué un rôle majeur. Il est probable qu'on observera des proportions de forêt ancienne encore plus faibles dans le Massif Central.

Les forêts anciennes sont, en proportion, plus fréquentes dans les forêts communales (71 %) que dans les forêts domaniales (57 %). C'est une particularité que les Pyrénées partagent avec l'autre zone de montagne qui a été étudiée, le massif du Vercors (DUPOUEY *et al.* 2014). Partout ailleurs, les forêts communales ont connu une continuité de l'état boisé inférieure ou égale à celle des forêts domaniales. Cela est peut-être en partie dû au fait que l'État a souvent pris en charge ou favorisé, sur le territoire pyrénéen qu'il gère, la reconstitution des forêts. Les forêts privées contiennent exceptionnellement peu de forêts anciennes (28 %). Dans les Pyrénées plus qu'ailleurs, la forêt ne constituait au XIX^e siècle qu'une faible part des propriétés

privées. La forêt privée s'est bâtie très majoritairement à la suite de l'abandon des terroirs agricoles.

La progression forestière s'est faite de façon très différente selon les petites régions forestières (Fig. 4). Elle a été très forte à l'est, dans les régions d'affinité méditerranéenne, et plus limitée dans les Pyrénées sous influence atlantique. Dans la partie des Pyrénées-Orientales que nous avons étudiée, 70 % des forêts actuelles n'existaient pas sur la carte d'État-Major. À l'opposé, le front nord-pyrénéen est la zone de plus grande continuité forestière, avec 54 % de forêts anciennes dans les forêts actuelles. Localement, des contrastes remarquables apparaissent. Le Capcir a une trajectoire historique très différente de sa voisine, la Cerdagne. Très boisé aujourd'hui (71 % du territoire), il contient une forte proportion de forêts anciennes (50 % des forêts actuelles), alors que la Cerdagne est beaucoup moins boisée (32 % du territoire) et constituée majoritairement de forêts récentes (70 % des forêts actuelles).

Les déboisements les plus importants se situent à l'ouest de la chaîne, dans les petites régions « Bordure sous-pyrénéenne » et, surtout, « Basses montagnes basques ». Dans cette dernière, 7,8 % du territoire ont été déboisés. À l'opposé, le déboisement ne dépasse pas 1 % de la surface des petites régions comprises dans les Pyrénées-Orientales.

L'étude des mouvements forestiers par classes d'altitude (Fig. 5) montre que la progression forestière s'est faite à toutes altitudes, mais de façon beaucoup plus prononcée entre 450 et 1200 m (augmentation du couvert forestier de plus de 30 %, soit plus de 9000 ha en valeur brute, par tranche altitudinale de 50 m). Entre 800 et 900 m, on est passé dans les Pyrénées de 28 % de taux de boisement en 1850 à 75 % en 2003 ! En conséquence, c'est à des altitudes supérieures, entre 1100 m et 1650 m, que la proportion de forêts anciennes est la plus forte, supérieure à 50 %.

On n'observe pas de remontée de la limite supérieure absolue (sur l'ensemble de la chaîne pyrénéenne) de la forêt, qui reste située un peu au-dessus de 2400 m (moins de 500 ha au total sont cartographiés comme boisés au-delà de cette limite, à chacune des deux dates étudiées). Mais localement, la progression peut être très forte. Dans la commune d'Aston (Ariège, Fig. 6) par exemple, la limite des forêts remonte de 1700 à 2300 m. Elle réoccupe des territoires perdus il y a quelques siècles, comme en témoignent les nombreuses et anciennes charbonnières



Fig. 4. Proportion de forêt ancienne par région forestière IFN.

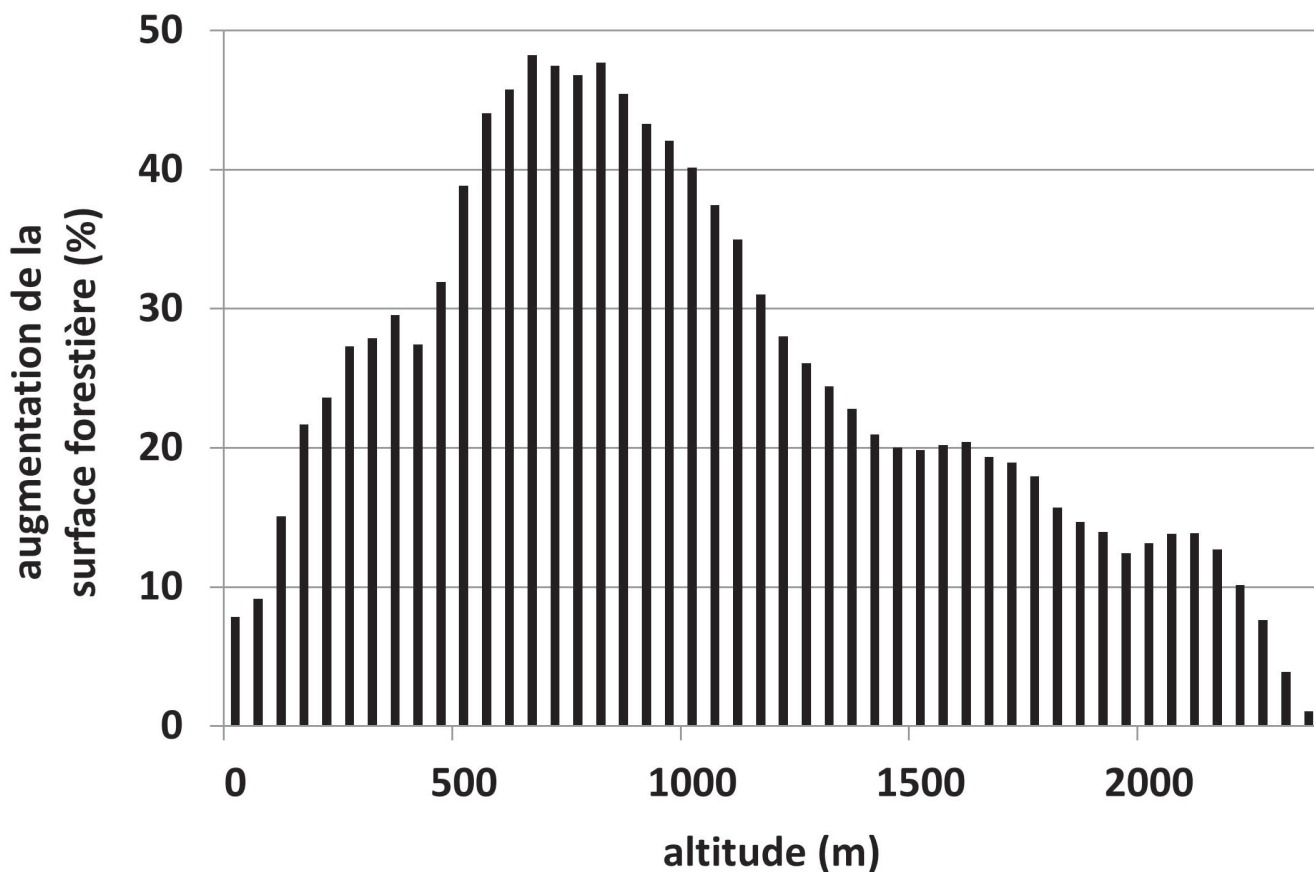


Fig. 5. Augmentation de la surface forestière entre 1850 et 2003, par tranche altitudinale de 50 m, en pourcentage de la surface du territoire dans chaque tranche altitudinale.

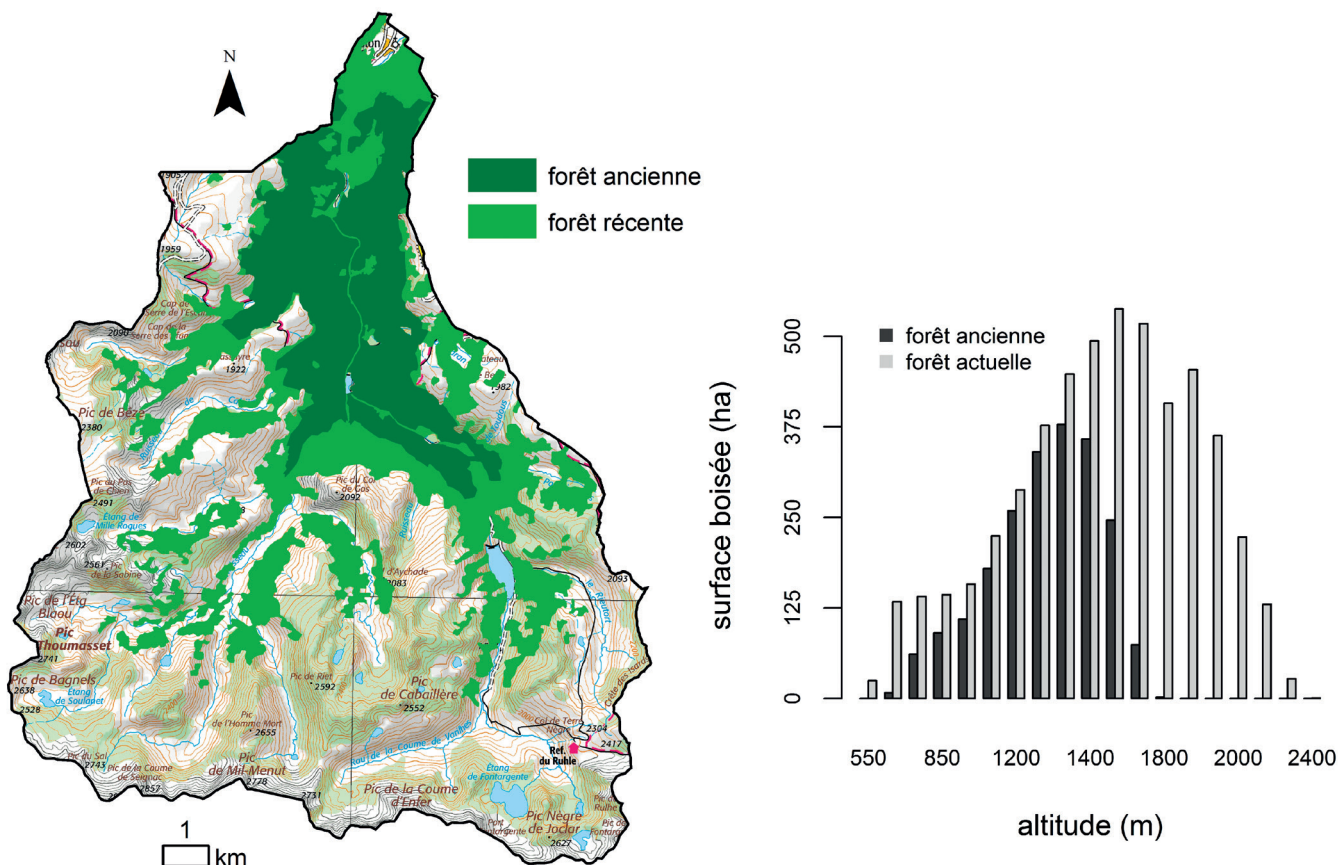


Fig. 6. Remontée de la limite des forêts dans la commune d'Aston (Ariège) entre 1850 et 2001. À gauche, carte des forêts anciennes et récentes. Fond IGN SCAN 100®. À droite, histogramme de distribution des surfaces boisées en fonction de l'altitude, par classes de 100 m. La forêt actuelle est l'union des forêts anciennes et récentes. Les déboisements représentent des surfaces très faibles dans cette commune et ne sont pas représentés.

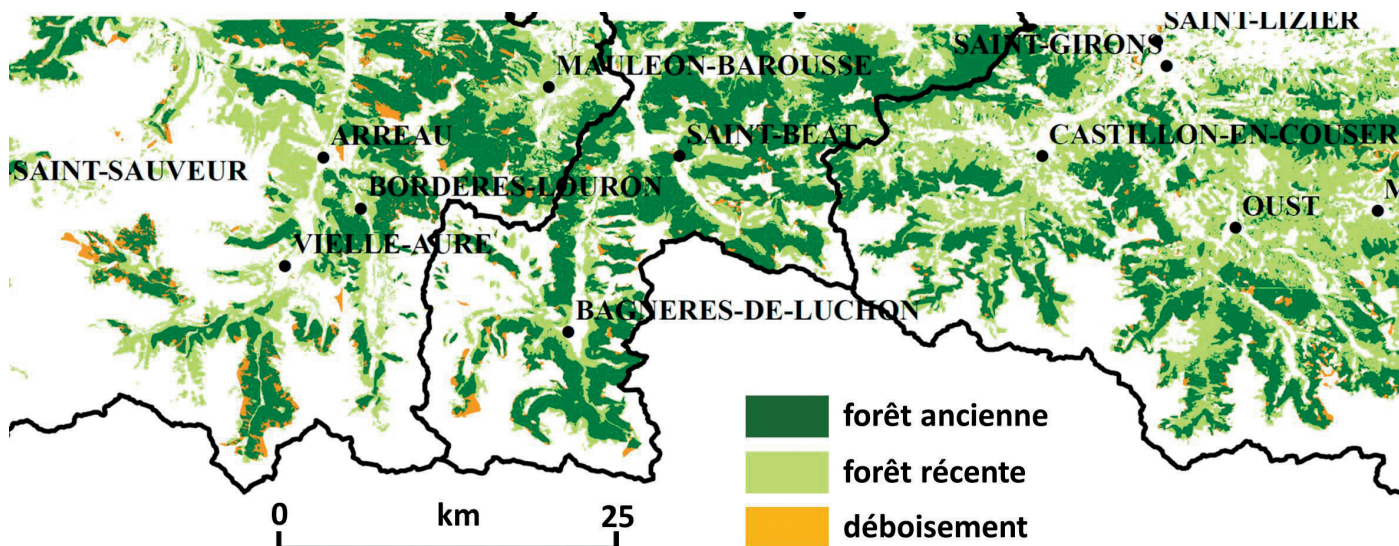


Fig. 7. Extrait de la carte de l'ancienneté des forêts dans la zone centrale des Pyrénées

trouvées à la base de cette tranche altitudinale, en milieu asylvatique (BONHÔTE & MÉTAILIÉ 1993).

On retrouve ainsi les deux zones classiques de la progression forestière : les territoires agro-pastoraux abandonnés de la moyenne montagne, souvent directement connectés aux villages, et les pâturages et autres parcours d'altitude, antérieurement gagnés sur les forêts subalpines. On comprend qu'il soit bien difficile de percevoir les impacts du changement climatique sur le déplacement des espèces forestières, masqués par cette violente dynamique anthropique.

Ces comparaisons, en particulier altitudinales, sont biaisées par les différences de définition de la forêt aux deux dates étudiées. Le cadastre napoléonien était basé sur le type de production principal de chaque parcelle. Une zone de boisement plus ou moins lâche en limite supérieure de la forêt était classée « forêt » ou « pâture » selon l'usage principal reconnu par la communauté. Aujourd'hui, le classement fait par l'IGN-IFN est physiologique et biologique, dépendant du taux de couvert des ligneux et de leur hauteur à maturité. L'impact de ce biais reste à quantifier.

On note de fortes différences d'évolution des forêts selon la pente et l'exposition. Sur les terrains faiblement pentus (jusqu'à 10° de pente), les forêts actuelles sont très majoritairement récentes (à 70 %). Les forêts anciennes représentent 49 % des forêts actuelles en exposition nord (nord-ouest à nord-est), mais 35 % seulement en exposition sud (sud-est à sud-ouest). Cela traduit la localisation préférentielle des territoires précédemment ouverts puis abandonnés par l'agriculture en expositions chaudes et en pentes faibles.

La recolonisation forestière s'est faite presque exclusivement par accréation, les boisements récents venant s'agréger aux massifs anciens (Fig. 7) en les réunissant progressivement. Les boisements par nucléation, c'est-à-dire apparaissant de façon isolée au milieu des zones cultivées ou pâturées, et non connectés aux massifs anciens, ne représentent que 4,9 % des forêts récentes (Tab. 2). C'est l'un des taux les plus bas observés jusqu'à maintenant en France, avec ceux du Luberon et du Vercors. Cette caractéristique distingue les forêts de montagne

des forêts de plaines. Des travaux récents (ARCHAUX *et al.* 2014) montrent le rôle positif joué par la continuité spatiale entre forêts récentes et anciennes sur la vitesse de recolonisation des nouvelles forêts par les espèces végétales de forêt ancienne. Les Pyrénées seraient, sous cet angle, une zone plus favorable à la recolonisation des forêts récentes par les espèces de forêt ancienne. On devrait donc y observer une différenciation de la végétation entre forêts anciennes et récentes plus faible qu'ailleurs, hypothèse difficilement testable aujourd'hui.

2. Identification des espèces liées à l'ancienneté de l'état boisé

On met en évidence une liste de 132 taxons qui montrent une réaction significative à l'ancienneté de l'état boisé dans l'une ou l'autre des trois zones étudiées (annexe II).

Sept taxons montrent une préférence pour les forêts anciennes dans toutes les zones : *Abies alba*, *Dryopteris dilatata*, *Fagus sylvatica*, *Galium odoratum*, *Geranium nodosum*, *Luzula sylvatica* et *Melica uniflora*. Ils indiquent très clairement que les hêtraies sapinières, acidiphiles (à luzule) ou acidiphiles à neutrophiles (à aspérule) sont des types de forêts plus fréquents dans les zones anciennement boisées.

De nombreuses espèces déjà bien connues dans les plaines européennes pour être significativement associées à l'ancienneté de l'état boisé le sont aussi ici (mais pas dans les trois zones à la fois) : *Euphorbia amygdaloides*, *Lamium galeobdolon*, *Lathyrus linifolius*, *Mercurialis perennis*, *Milium effusum*, *Oxalis acetosella*, *Potentilla sterilis*...

Les espèces les plus intéressantes sont celles qui n'avaient pas, ou peu, encore été mentionnées dans les listes déjà publiées, telles *Cardamine heptaphylla*, *Geranium nodosum*, *Hypericum androsaemum*, *Scrophularia alpestris*, *Ranunculus tuberosus*... Ces espèces, d'affinités montagnarde, méditerranéenne ou atlantique, étaient en effet absentes ou trop rares dans les régions du nord de l'Europe précédemment étudiées pour que leur comportement vis-à-vis de l'ancienneté de l'état boisé puisse être identifié. Il sera intéressant d'analyser plus en détail les causes, pour chacune de ces espèces, de leur présence préférentielle dans les forêts anciennes : limitation

par la dispersion, ou influence des conditions de milieu ?

Fait intéressant, parmi les espèces herbacées ayant une préférence pour l'ancienneté de l'état boisé, en plus de plantes considérées comme caractéristiques de végétations herbacées sciaphiles intra-forestières (JULVE 1993) : *Carex sylvatica*, *Luzula sylvatica*, *Lamium galeobdolon*, *Euphorbia amygdaloides*, *Milium effusum*, *Melica uniflora*, *Oxalis acetosella*, *Anemone hepatica*, *Cardamine heptaphylla* ... on trouve aussi des espèces plus héliophiles, souvent liées aux ourlets, dont le lien avec la dynamique intra-forestière se trouve ici étayé : *Brachypodium sylvaticum*, *Bromus ramosus*, *Digitalis lutea*, *D. purpurea*, *Hypericum androsaemum*, *Lathyrus linifolius*, *Potentilla sterilis*, *Scrophularia alpestris* ...

Parmi les fougères, seules deux saxicoles, *Asplenium rutamuraria* et *A. trichomanes*, sont liées aux forêts récentes. Les dix autres espèces de la liste préfèrent les forêts anciennes. Ce comportement préférentiel se retrouve pour les mousses (résultats non montrés).

Les espèces liées aux forêts récentes sont des espèces connues des milieux ouverts, de pelouses, pâtures ou prairies de fauche principalement. Il sera intéressant de distinguer, parmi ces espèces, celles qui préfèrent les anciennes cultures de labour, les anciennes prairies, les anciennes vignes ou les anciens parcours, puisque la carte d'État-Major permet de faire ces distinctions. Seule *Briza media* est caractéristique des forêts récentes dans les trois zones analysées. Il est intéressant de noter que beaucoup d'espèces de forêt récente ne sont pas signalées dans les flores comme ayant comme habitat, même secondaire, les forêts. *Briza media* par exemple, pourtant fréquente dans les forêts pyrénéennes (12 % des relevés que nous avons analysés), n'est pas indiquée comme fréquentant les bois par la flore du CNRS (GUINOCHET & VILMORIN 1978), ni par celle de l'IDF (RAMEAU *et al.* 1989-1993).

Aucune espèce ne change de *preferendum* selon la zone géographique.

Les espèces arborescentes de la liste montrent des comportements globalement attendus : *Abies alba*, *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea* préférentiellement dans les forêts anciennes, *Acer pseudoplatanus*, *Juniperus communis*, *Robinia pseudoacacia* ou *Ulmus minor* dans les forêts récentes, que ce soit en raison de leur autécologie, ou à la suite de choix humains. Mais quelques espèces notables ont un comportement inattendu : *Fraxinus excelsior*, *Sorbus aria* et *Sorbus aucuparia* apparaissent statistiquement plus fréquemment dans les forêts anciennes, alors que ce sont des espèces bien connues des accrus forestiers. Il sera intéressant d'approfondir les causes de ces discordances. Peut-être cela dénote une importance particulière de ces espèces dans les phases initiales du cycle sylvigénétique des forêts anciennes pyrénéennes. Mais les relevés des conservatoires botaniques ne sont peut-être pas les plus adaptés à l'étude de la distribution des ligneux hauts, pour diverses raisons. D'une part, l'absence de caractérisation systématique des habitats dans les bases de données des conservatoires ne permet pas une sélection stricte des seuls relevés forestiers lors des analyses. L'impact sur la distribution apparente des arbres est probablement très significatif. D'autre part, les types de relevés effectués par les conservatoires sont très variés, et n'incluent pas toujours

le relevé des strates arborescentes. Au total, parmi les 3309 relevés que nous avons analysés, 20 % ne contenaient aucune espèce d'arbre, alors qu'ils sont tous supposés être localisés en forêt. Pour l'analyse du comportement des taxons ligneux, le croisement de la carte d'ancienneté de l'état boisé avec les données de l'IGN-IFN devrait donner des résultats plus fiables.

L'introduction des covariables de contrôle (altitude, exposition) dans la recherche des espèces liées à l'ancienneté de l'état boisé joue un rôle important dans l'analyse. Si l'on ajuste le modèle logistique avec pour seule variable explicative l'ancienneté de l'état boisé, sans donc contrôler les effets de l'altitude ni ceux de l'exposition, 181 espèces montrent un effet significatif de l'ancienneté dans l'une ou l'autre des trois zones étudiées. Mais une fois les variations topographiques prises en compte, il n'y en a plus que 132. Cette différence est principalement due au fait qu'il existe des liens entre l'ancienneté de l'état boisé et ces covariables (voir par exemple au chapitre précédent, pour l'altitude et l'exposition). La prise en compte du rôle des variations topographiques permet donc d'identifier avec plus de fiabilité les espèces liées à l'ancienneté de l'état boisé. Mais il reste un facteur de variation important que nous n'avons pas introduit ici : les variations de la nature des sols. Il est probable que les zones laissées à la forêt lors du minimum forestier soient situées sur des sols moins favorables (plus pierreux, plus acides, plus secs...) que celles qui ont été défrichées. On pourrait donc améliorer la recherche des espèces de forêt ancienne en contrôlant ce facteur.

IV. Conclusion

La carte des occupations anciennes du sol que nous avons réalisée, et la carte des forêts anciennes qui en découle par croisement avec la carte des forêts actuelles, est d'une très bonne précision géométrique (une vingtaine de mètres d'erreur en valeur médiane). Elle peut donc être utilisée par les chercheurs et les gestionnaires avec une certaine confiance, lorsqu'il s'agit de rechercher et délimiter les zones forestières ayant connu une longue continuité de boisement ou, au contraire, les zones ayant été précédemment mises en culture ou pâture.

Cette carte n'est qu'une étape, un outil, qui servira à d'autres applications. De nombreuses perspectives s'ouvrent en recherche ou pour l'usage de cette carte :

- caractériser plus finement l'impact de l'ancienneté sur la flore : en travaillant sur les bases de données de l'IGN-IFN ; en intégrant dans l'analyse l'effet du type de sol ; en identifiant les espèces différentielles par étage bioclimatique, et non plus globalement ; en étudiant les mécanismes du maintien à long terme des impacts des déboisements anciens ; en comparant la flore des forêts récentes selon le mode d'utilisation précédent le reboisement (cultures, prairies, pâtures, vignes...) ; en étudiant la distribution spatiale des espèces de forêt ancienne en fonction de la distance à la lisière entre forêts anciennes et récentes (PELLISSIER *et al.* 2013, BERGÈS *et al.* 2016...)
- étudier les impacts de l'ancienneté de l'état boisé sur d'autres composantes de la biodiversité que les seules plantes vasculaires. Nous devrions pouvoir rapidement caractériser le comportement de certaines espèces de la bryoflore et de la

fonge grâce aux relevés du Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées. Il existe également des bases de données concernant les insectes, en particulier les coléoptères saproxyliques, qui pourraient être croisées avec notre carte. Mais il serait aussi intéressant d'échantillonner la microfaune et les communautés microbiennes des sols, qui sont soumises à des contraintes comparables à celles subies par la flore (dispersion, fertilité des sols).

– étudier les interactions entre les effets de l'ancienneté de l'état boisé et d'autres facteurs importants de contrôle du fonctionnement des écosystèmes forestiers : les effets du type de sylviculture, des substitutions d'essence (enrésinement).

– puisque la recolonisation des forêts récentes par les espèces de forêt ancienne est en partie contrôlée par des contraintes de vitesse de dispersion, il est particulièrement important d'étudier de façon différentielle comment ces deux catégories d'espèces, celles liées aux forêts récentes et celles liées aux forêts anciennes, ont déjà réagi et comment elles se comporteront sous l'effet des changements climatiques observés et prévus. On peut faire l'hypothèse que les populations des espèces liées aux forêts anciennes ont connu des vitesses de déplacement plus lentes et, dans le futur, seront plus à risque que celles des forêts récentes. C'est particulièrement vrai dans les Pyrénées où le réchauffement climatique de la fin du XX^e siècle a été plus fort que dans les autres massifs montagneux français (MOISSELIN *et al.* 2002).

– étudier les déterminants environnementaux (contraintes de sol, de topographie, éloignement...) et sociaux (démographie, industrialisation, urbanisation et évolution des voiries...) des changements passés de l'occupation des sols.

– raisonner les choix pour l'établissement des trames vertes.
– hiérarchiser les zones devant bénéficier d'un statut conservatoire particulier.

Les forêts anciennes, en utilisant la date de référence de 1850, représentent 46 % des forêts actuelles. Cela peut paraître élevé, mais ne représente que 21 % du territoire pyrénéen. Si l'on remonte à des époques antérieures à 1850, il est certain qu'une partie des forêts que nous appelons anciennes en nous basant sur la carte d'État-Major ont été en fait défrichées puis reboisées. La mise en culture ayant souvent des effets irréversibles sur le milieu et la biodiversité, le « capital » de forêts anciennes ne peut que s'amenuiser avec le temps et doit donc faire l'objet d'efforts de conservation adaptés.

À l'intérieur de l'espace forestier, on s'intéressera en particulier à la combinaison de l'ancienneté de l'état boisé avec l'âge des arbres ou le degré de maturité des peuplements, afin d'identifier les bois à la fois anciens et âgés ou matures, qui sont rares (SAVOIE *et al.* 2011, 2015).

– dans le cadre d'une augmentation des prélèvements de bois (bois énergie par exemple) ou d'une réappropriation par l'agriculture des terrains anciennement abandonnés, permettre de mieux raisonner les choix de territoire les plus adéquats.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Sylvie LADET, Michel Goulard et Amélie Lefèvre pour leur appui lors de la numérisation de la carte, ainsi que Marta

Infante pour la traduction du résumé en espagnol. La Région Midi-Pyrénées et l'Union Européenne (projet FEDER CAFOPYR) ont participé au financement de ce travail.

BIBLIOGRAPHIE

- ABADIE, J., J.L. DUPOUEY, C. AVON, X. ROCHEL, A. SALVAUDON, T. TATONI & L. BERGÈS. 2017. – Déterminants du changement du couvert forestier depuis 1860 dans le parc naturel régional du Luberon et implications pour la répartition des forêts actuelles. *Revue forestière française*, 69 (4-5) : 371-385.
- ARCHAUX, F., L. BERGÈS, C. BOUGET, A. BRIN, S. CHAUCHARD, E. DAUFFY-RICHARD, F. DUBS, J.L. DUPOUEY & E. SEVRIN. 2014. – *Dispersion et persistance de la biodiversité dans la trame forestière (DISTRAFOR)*. Programme « Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques ». GIP-ECOFOR, rapport final, 109 pp. + ann.
- BERGÈS, L., C. AVON, L. ARNAUDET, F. ARCHAUX, S. CHAUCHARD & J.L. DUPOUEY. 2016. – Past landscape explains forest periphery-to-core gradient of understory plant communities in a reforestation context. *Diversity and Distributions*, 22 (1): 3-16.
- BONHÔTE, J., & J.P. MÉTAILLIÉ. 1993. – La limite supérieure de la forêt dans une vallée métallurgique (vallée d'Aston, Ariège, France). Actes du colloque « Proto-industries et histoire des forêts », *Cahiers de l'Isard*, 3 : 271-285.
- BONHÔTE, J., B. DAVASSE, C. DUBOIS, D. GALOP, V. IZARD & J.P. MÉTAILLIÉ. 2000. – Histoire de l'environnement et cartographie du temps dans la moitié Est des Pyrénées : pour une « chrono-chorologie ». In : Barrue-Pastor M., Bertrand G. (éds.), *Les temps de l'Environnement*. Presses Universitaires du Mirail, Toulouse, pp. 501-515.
- CARRÉ, J. 2010. – *Le temps des paysages. Evolutions paysagères et gestion durable des territoires en montagne pyrénéenne (hautes vallées du gave de Pau et du Vicdessos)*. Thèse de Doctorat, Toulouse, 470 pp. + ann.
- DAVASSE, B. & D. GALOP. 1990. – Le paysage forestier du haut Vicdessos (Ariège) : l'évolution d'un milieu anthropisé. *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 61 (4) : 433-457.
- DAVASSE, B., S. BRIFFAUD, J. CARRÉ (J.), D. HENRY & J.F. RODRIGUEZ. 2012. – L'observation environnementale au prisme du paysage. Dynamiques paysagères, actions territoriales et représentations socio-spatiales contemporaines dans le territoire de l'OHM Pyrénées-Haut Vicdessos. *Sud-Ouest Européen*, 33 : 57-68.
- DUPOUEY, J.L., J. BACHACOU, R. COSSERAT, S. ABERDAM, D. VALLAURI, G. CHAPPART & M.A. CORVISIER DE VILLELE. 2007. – Vers la réalisation d'une carte géoréférencée des forêts anciennes de France. *Le Monde des Cartes*, 191 : 85-98.
- DUPOUEY, J.L. & L. BERGÈS (coord.). 2010. – *Corylus* : Influence de la composition et de la structure des masses forestières sur la biodiversité. *Biodiversité et gestion forestière, Résultats scientifiques et acquis pour les gestionnaires et décideurs, Projets 2005-2009*. GIP Ecofor, MEEDDM : 89-108.
- DUPOUEY, J.L., R. BESOAIN, S. CHAUCHARD, T. FEISS, L. LAIGLE, P. MONTPIED, X. ROCHEL, T. CORDONNIER & L. BERGÈS. 2014. – *Identifier les facteurs historiques de vulnérabilité dans la relation sylviculture-biodiversité*. Projet FORGECO, programme ANR Systerra, Compte-rendu de fin de projet, Annexe Ia, 52 pp.
- DUPOUEY, J.L., D. SCIAMA, W. KOERNER, E. DAMBRINE & J.C. RAMEAU. 2002. – La végétation des forêts anciennes. *Revue forestière française*, 54 (6): 521-532.
- FAVRE, C., A. GREL, E. GRANIER, R. COSSERAT-MANGEOT, J. BACHACOU & J.L. DUPOUEY. 2013. – *Digitalisation des cartes anciennes*.

- Manuel pour la vectorisation et le géoréférencement des minutes 1:40 000 de la carte d'État-Major. v12.7.3.* INRA, Nancy, 54 pp.
- FRUHAUF, C. 1980. – Forêt et société : de la forêt paysanne à la forêt capitaliste en Pays de Sault, sous l'Ancien Régime (1670-1791). CNRS, Paris, 302 pp.
- GARGOMINY, O., S. TERCERIE, P. DASZKIEWICZ, C. REGNIER, T. RAMAGE, P. DUPONT & L. PONCET. 2012. – *TAXREF v5.0, référentiel taxonomique pour la France : mise en œuvre et diffusion.* Rapport SPN 2012 - 32. 75 pp.
- GUINOCHE, M. & R. DE VILMORIN. 1978. – *Flore de France.* Fascicule 3. CNRS, Paris, 1199 pp.
- HERMY, M. & K. VERHEYEN. 2007. – Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. *Ecological Research*, 22 : 361-371.
- JUDE, S., N. LEROY, S. CHAUCHARD, P. MONTPIED, X. ROCHEL & J.L. DUPOUEY. 2017. – Évolution forestière du Nord-Pas-de-Calais entre le XIX^e et le XXI^e siècle. Aspects méthodologiques, premiers résultats. *Cahier du GHFF Forêt, Environnement et Société*, 27 : 141-147.
- JULVE, P. 1993. – Synopsis phytosociologique de la France (communautés de plantes vasculaires). *Lejeunia*, n.s., 140 : 1-160. [base de données mise à jour régulièrement sur Internet : JULVE P., 1998, Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France, <http://perso.wanadoo.fr/philippe.julve/catminat.htm>]
- KOERNER, W., J.L. DUPOUEY, E. DAMBRINE & M. BENOÎT. 1997. – Influence of past land use on the vegetation and soils of present day forest in the Vosges mountains, France. *Journal of Ecology*, 85 (3): 351-358.
- LAGASQUIE, J.J., J.P. TIHAY & P. LAPENU. 2012. – *Parc National des Pyrénées, une cartographie des paysages.* Parc National des Pyrénées, Tarbes, 70 pp. + carte + CD-ROM.
- MATHER, A.S., J. FAIRBAIRN & C.L. NEEDLE. 1999. – The course and drivers of the forest transition: the case of France. *Journal of Rural Studies*, 15 (1): 65-90.
- MOISSELIN, J.M., M. SCHNEIDER, C. CANELLAS, & O. MESTRE. 2002. – Les changements climatiques en France au XX^e siècle. *La Météorologie*, 38 : 45-56.
- PELLISSIER, V., L. BERGÈS, T. NEDELTCHEVA, M.C. SCHMITT, C. AVON, C. CLUZEAU & J.L. DUPOUEY. 2013. – Understorey plant species show long-range spatial patterns in forest patches according to distance-to-edge. *Journal of Vegetation Science*, 24 : 9-24.
- PÉRON, Y. 1986. – Paysage témoin, paysage acteur d'une société pré-montagnarde sur la défensive. In : Chiva I., Goy J. (eds.), *Les Baronnies des Pyrénées. Anthropologie et histoire, permanences et changements.* Tome 2 : Maisons, espace, famille, EHESS, Paris, pp. 11-61.
- R Core Team. 2013. – *R : A language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, URL <http://www.R-project.org/>
- RAMEAU, J.C., D. MANSION, & G. DUMÉ. 1989-1993. – *Flore forestière française.* Tomes 1, plaines et collines et tome 2, montagnes. Institut pour le développement forestier, Paris, 1785 & 2421 pp.
- REY, P. 1944. – Déboisement et reboisement dans l'ancien Consulat de Foix. *Travaux du Laboratoire Forestier de Toulouse*, IV, I, Art. II, 13 pp.
- SALVAUDON A., A. HAMEL, A. GREL, M. ROSSI & VALLAURI. 2013. – Notice de la carte des forêts anciennes du Parc naturel régional du Lubéron (1/40 000), avec référence aux autres usages du sol. PNRL/WWF, 18 pp.
- SAVOIE, J.M., (coord.), M. BARTOLI, A. BRIN, H. BRUSTEL, J. CELLE, G. CORRIOL, C. COSTE, C. HANNOIRE, M. HARREL, L. LARRIEU, J.P. SARTHOU & L. VALLADARES. 2011. – *Forêts pyrénéennes anciennes de Midi-Pyrénées.* Rapport d'étude 2008-2011 de projet FEDER. École d'ingénieurs de Purpan, DREAL Midi-Pyrénées. 320 pp.
- SAVOIE, J.M., (coord.), M. BARTOLI, F. BLANC, A. BRIN, H. BRUSTEL, E. CATEAU, G. CORRIOL, S. DEJEAN, N. GOUX, C. HANNOIRE, M. INFANTE SÁNCHEZ, L. LARRIEU, Y. MARCILLAUD, L. VALLADARES & C. VICTOIRE. 2015. – *Vieilles forêts pyrénéennes de Midi-Pyrénées. Deuxième phase. Évaluation et cartographie des sites. Recommandations.* Rapport final. École d'ingénieurs de Purpan, DREAL Midi-Pyrénées, 125 pp.
- VALLAURI, D., A. GREL, E. GRANIER & J.L. DUPOUEY. 2012. – Les forêts de Cassini. Analyse quantitative et comparaison avec les forêts actuelles. Rapport WWF/INRA, Marseille, 64 pp. + CD.

Feuille	Date des levés	Surface vectorisée (km ²)	Nombre de points de géoréférencement	Erreur de positionnement médiane (m)	
				avant géoréférencement	après géoréférencement
226SO	1851, 1852	122	172	32	20
238NE	1851	369	934	48	20
238NO	1851	10	87	68	28
238SE	1851	194	463	64	32
239SE	1851	638	2 444	43	23
239SO	1851	572	3 574	45	13
240SO	1851, 1854	638	1 770	59	24
250NESE	1851	461	1 143	48	23
250NO	1851	27	262	65	13
251NE	1850, 1851	636	994	79	35
251NO	1851	612	987	43	20
251SE	1851	390	588	60	31
251SO	1851	139	328	70	47
252NE	1849	635	1 030	50	26
252NO	1849	615	2 235	46	18
252SE	1849	136	457	72	32
252SO	1849	332	870	59	26
253NO	1850	638	1 376	41	18
253SE	1850	638	977	35	20
253SO	1850, 1852	517	739	49	23
254SO	1850	640	1 073	58	23
256NE	1850	385	672	47	20
256NO	1850	29	231	75	34
256SE	1850	24	75	44	22
257NE	1850, 1852	641	2 760	48	18
257NO	1850, 1852	639	1 045	44	19
257SE	1850, 1852	388	1 430	45	19
257SO	1850, 1852	275	571	62	28
258NE	1850	7	47	36	20
258NO	1850	554	522	29	25
258SE	1850	19	207	34	15
258SO	1850	101	200	47	27
Total		12 022	30 263	48	21

Annexe I. Liste des feuilles de la carte d'État-Major vectorisées, avec leur date de levé et la précision de positionnement des limites des anciennes occupations du sol.

Taxon	FP	HC	Est
<i>Abies alba</i>	fa	fa	Fa
<i>Acer campestre</i>	fa		
<i>Acer opalus</i>	fa		
<i>Achillea millefolium</i>	fr	fr	
<i>Ajuga reptans</i>			fa
<i>Allium sphaerocephalon</i>	fr		
<i>Anemone hepatica</i>	fa		
<i>Anthyllis vulneraria</i>	fr		
<i>Asperula cynanchica</i>	fr		
<i>Asplenium ruta-muraria</i>	fr		
<i>Asplenium scolopendrium</i>	fa		
<i>Asplenium trichomanes</i>	fr		
<i>Athyrium filix-femina</i>	fa	fa	
<i>Blechnum spicant</i>	fa	fa	
<i>Brachypodium rupestre</i>	fr	fr	
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	fa	fa	
<i>Briza media</i>	fr	fr	fr
<i>Bromus ramosus</i>	fa		
<i>Bupleurum falcatum</i>	fr		
<i>Caltha palustris</i>	fr		
<i>Campanula rotundifolia</i>		fa	
<i>Cardamine flexuosa</i>	fa		
<i>Cardamine heptaphylla</i>	fa		fa
<i>Cardamine impatiens</i>		fa	fa
<i>Cardamine pratensis</i>	fa		
<i>Carduus defloratus</i>	fr		
<i>Carex sylvatica</i>	fa		fa
<i>Centaurea jacea</i>	fr	fr	
<i>Circaea lutetiana</i>	fa	fa	
<i>Cirsium palustre</i>	fr		
<i>Dactylis glomerata</i>	fr		
<i>Daphne laureola</i>	fa	fa	
<i>Deschampsia flexuosa</i>	fa		
<i>Dianthus hyssopifolius</i>	fr		
<i>Digitalis lutea</i>		fa	
<i>Digitalis purpurea</i>	fa		
<i>Dryopteris affinis</i>	fa	fa	
<i>Dryopteris dilatata</i>	fa	fa	fa
<i>Dryopteris filix-mas</i>	fa	fa	
<i>Echium vulgare</i>	fr		fr
<i>Epilobium montanum</i>	fa		
<i>Erinus alpinus</i>	fr		
<i>Eryngium campestre</i>			fr
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	fa	fa	
<i>Euphorbia dulcis</i>	fa		
<i>Euphorbia hyberna</i>			fa

Taxon	FP	HC	Est
<i>Fagus sylvatica</i>	fa	fa	fa
<i>Festuca altissima</i>		fa	
<i>Festuca heterophylla</i>		fa	
<i>Filipendula ulmaria</i>	fr		
<i>Fraxinus excelsior</i>	fa	fa	
<i>Galium mollugo</i>	fr		
<i>Galium odoratum</i>	fa	fa	fa
<i>Galium verum</i>	fr		
<i>Genista hispanica</i>	fr		
<i>Geranium nodosum</i>	fa	fa	fa
<i>Geranium phaeum</i>	fr		
<i>Geranium robertianum</i>	fa		
<i>Geranium sanguineum</i>	fr		
<i>Globularia nudicaulis</i>	fr		
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	fa		
<i>Hedera helix</i>	fa	fa	
<i>Helianthemum barium</i>	fr		
<i>Helleborus foetidus</i>	fr		
<i>Helleborus viridis</i>	fa		
<i>Hippocrepis comosa</i>	fr		
<i>Holcus lanatus</i>	fr	fr	
<i>Hypericum androsaemum</i>	fa	fa	
<i>Hypericum perforatum</i>	fr		
<i>Ilex aquifolium</i>	fa		fa
<i>Juniperus communis</i>	fr		fr
<i>Koeleria vallesiana</i>	fr		
<i>Lactuca plumieri</i>			fa
<i>Lamium galeobdolon</i>	fa		fa
<i>Lathyrus linifolius</i>	fa	fa	
<i>Lathyrus ochraceus</i>			fa
<i>Lathyrus pratensis</i>		fr	
<i>Leucanthemum vulgare</i>	fr		
<i>Libanotis pyrenaica</i>	fr		
<i>Lonicera xylosteum</i>	fa		
<i>Lotus corniculatus</i>	fr		
<i>Luzula sylvatica</i>	fa	fa	fa
<i>Medicago lupulina</i>	fr		
<i>Melica ciliata</i>	fr		
<i>Melica uniflora</i>	fa	fa	fa
<i>Mercurialis perennis</i>	fa	fa	
<i>Milium effusum</i>	fa		fa
<i>Ononis spinosa</i>			fr
<i>Origanum vulgare</i>	fr		
<i>Oxalis acetosella</i>	fa	fa	
<i>Pimpinella saxifraga</i>		fr	
<i>Plantago lanceolata</i>	fr		

Taxon	FP	HC	Est
<i>Polystichum aculeatum</i>	fa		
<i>Polystichum x bicknellii</i>	fa		
<i>Polystichum setiferum</i>	fa	fa	
<i>Potentilla erecta</i>	fr		
<i>Potentilla sterilis</i>	fa	fa	
<i>Ranunculus bulbosus</i>	fr		
<i>Ranunculus tuberosus</i>	fa	fa	
<i>Ribes alpinum</i>	fa		
<i>Rosa arvensis</i>	fa	fa	
<i>Rubus idaeus</i>	fa		
<i>Rumex acetosa</i>	fr		
<i>Ruscus aculeatus</i>	fa		
<i>Salix atrocinerea</i>	fr		
<i>Sambucus racemosa</i>		fa	
<i>Sanguisorba minor</i>	fr		
<i>Saxifraga rotundifolia</i>			fa
<i>Scabiosa columbaria</i>	fr		fr
<i>Scrophularia alpestris</i>	fa		fa
<i>Sedum album</i>	fr		
<i>Sedum dasyphyllum</i>	fr		
<i>Sedum sediforme</i>	fr		
<i>Seseli montanum</i>	fr		
<i>Silene dioica</i>			fa
<i>Silene nutans</i>	fr		
<i>Sorbus aria</i>	fa		
<i>Sorbus aucuparia</i>	fa		
<i>Stachys recta</i>	fr		
<i>Stellaria graminea</i>		fr	
<i>Stellaria nemorum</i>			fa
<i>Succisa pratensis</i>	fr		
<i>Tanacetum corymbosum</i>	fr		
<i>Teucrium chamaedrys</i>	fr		
<i>Teucrium pyrenaicum</i>	fr		
<i>Tilia platyphyllos</i>		fa	
<i>Trifolium pratense</i>	fr		
<i>Trifolium repens</i>	fr		
<i>Ulmus minor</i>	fa		
<i>Vaccinium myrtillus</i>	fa		
<i>Veronica chamaedrys</i>	fa		
<i>Veronica officinalis</i>			fa

Annexe II. Taxons liés de façon significative à l'ancienneté de l'état boisé, par zone géographique. « fa » : préférence pour les forêts ancienne ; « fr » : préférence pour les forêts récentes. FP : front pyrénéen ; HC : haute-chaîne ; Est : Pyrénées de l'Est (voir texte et fig. 4 pour la définition de ces zones).

**Session Flore et végétation, changements globaux, pressions, usages :
analyses, suivis, conservation, restauration**

*Flora y vegetación, cambios globales, presiones, usos:
análisis, monitoreo, conservación, restauración*

**Flora and vegetation, global changes, pressures, uses:
analysis, monitoring, conservation, restoration**

Impacts des dépôts atmosphériques azotés sur les pelouses subalpines pyrénéennes

Marion Boutin^{1*}, Thierry Lamaze² & André Pornon^{1*}

1. *Évolution & Diversité Biologique -UMR5174 - Université Toulouse 3 Paul-Sabatier, Bâtiment 4R1, 118 route de Narbonne
31062 Toulouse Cedex 9. E-mail : marion.boutin@adasea.net , andre.pornon@univ-tlse3.fr*

2. *Centre d'Études Spatiales de la Biosphère, 18 avenue Edouard-Belin, bpi 2801, 31401 Toulouse Cedex 9*

** Auteurs correspondants.*

RÉSUMÉ

À l'échelle mondiale les dépôts azotés atmosphériques sont la troisième cause de diminution de la biodiversité. Des études suggèrent des effets négatifs des faibles dépôts chroniques sur la diversité des écosystèmes prairiaux oligotrophes. Les pelouses d'altitude des Pyrénées pourraient donc être particulièrement vulnérables à la pollution atmosphérique azotée. Le programme ANEMONE avait pour objectifs d'évaluer la charge critique pour l'azote et l'impact des dépôts azotés atmosphériques sur la dynamique de la diversité végétale dans les pelouses subalpines pyrénéennes en relation avec le réchauffement climatique.

Mots-clés : azote, pelouses subalpines, charge critique, acidification, eutrophisation, diversité végétale

Impacts of atmospheric nitrogen deposition on the Pyrenean subalpine grasslands

ABSTRACT

On a world scale, atmospheric nitrogen deposition is the third cause of biodiversity loss. Studies suggest negative effects of chronic low-level deposition on the diversity of oligotrophic meadows. High altitude grasslands in the Pyrenees may therefore be particularly vulnerable to atmospheric nitrogen pollution. The research programme ANEMONE aimed to estimate the critical load for nitrogen and the impact of atmospheric nitrogen deposition on the dynamics of plant diversity in Pyrenean subalpine grasslands in connection with global warming.

Key words: nitrogen, subalpine grasslands, critical load, acidification, eutrophication, plant diversity

Impactos de la deposición de nitrógeno atmosférico en los pastizales subalpinos pirenaicos

RESUMEN

A escala mundial la deposición de nitrógeno atmosférico es la tercera causa de pérdida de biodiversidad. Estudios sugieren efectos negativos de la deposición crónica de bajo nivel sobre la diversidad de los pastizales oligotróficos. Los pastizales de alta montaña en los Pirineos pueden, por tanto, ser especialmente vulnerables a la contaminación por nitrógeno atmosférico. El proyecto de investigación ANEMONE tenía como objetivo estimar la carga crítica de nitrógeno y el impacto de la deposición de nitrógeno atmosférico sobre la dinámica de la diversidad vegetal en pastizales subalpinos pirenaicos en relación con el calentamiento climático.

Palabras clave: nitrógeno, pastizales subalpinos, carga crítica, acidificación, eutrofización, diversidad vegetal.

I. Introduction

Au cours du siècle dernier, l'équilibre du cycle de l'azote a été fortement perturbé par les activités humaines (GALLOWAY *et al.* 2008). En l'absence d'influence anthropique, les éclairs et la fixation biologique étaient les seules sources d'azote

réactif (défini par opposition à l'azote non réactif, le diazote atmosphérique N₂). Puis, l'agriculture, par la synthèse de fertilisants industriels dérivés du processus Haber-Bosch et la culture d'espèces végétales fixatrices d'azote, ainsi que l'industrie et les transports, par la combustion d'énergies

fossiles, ont conduit à un doublement de la production d'azote réactif (FOWLER *et al.* 2013). Une part importante de cet azote réactif d'origine anthropique est émise dans l'atmosphère, sous formes gazeuses réduites (NH_3 volatilisé à partir des déjections animales et engrais industriels) ou oxydées (NO_x majoritairement NO_2 et NO , issus de la combustion : transports, industries, chauffage individuel...). Cet azote est ensuite transporté par les courants aériens localement ou à l'échelle continentale, voire mondiale, suivant sa forme et les transformations physico-chimiques qu'il subit dans l'atmosphère. À terme, ces composés azotés se déposent sur les écosystèmes naturels, terrestres et aquatiques, sous forme de dépôts secs (gaz et particules) et humides (ions nitrates – NO_3^- – et ammonium – NH_4^+ – dans les précipitations).

L'azote étant un élément indispensable à la vie et à la croissance des organismes, impliqué dans de nombreuses réactions biologiques et chimiques, les apports exogènes ont des conséquences importantes sur le fonctionnement des milieux naturels. Les composés azotés peuvent avoir une toxicité foliaire directe pour les plantes (notamment l'ammoniac, NH_3) (PEARSON & STEWART 1993, KRUPA 2003) et augmenter leur sensibilité au stress (sécheresse, froid, gel...) et aux pathogènes (SHEPPARD *et al.* 2008). Néanmoins, les impacts les plus importants sur le fonctionnement des écosystèmes résultent de deux principaux mécanismes : l'eutrophisation et l'acidification. L'eutrophisation résulte d'un apport excédentaire en azote, perturbant les cycles biogéochimiques, créant un déséquilibre entre les différents nutriments et pouvant conduire à des changements dans la structure des communautés (BOBBINK *et al.* 2010). L'acidification du sol (ou de l'eau) provient de la libération de protons lors de la transformation des composés azotés dans le milieu, conduisant à une baisse du pouvoir tampon puis du pH et à la libération de composés métalliques toxiques pour les plantes (BOWMAN *et al.* 2008, HORSWILL *et al.* 2008, LIEB *et al.* 2011).

Ici nous présentons : (1) une synthèse des connaissances actuelles des effets des apports d'azote sur les prairies, et plus spécifiquement sur les pelouses d'altitude et (2) les principaux objectifs et travaux du programme de recherche ANEMONE.

II. Synthèse des connaissances sur les effets des apports d'azote sur les pelouses d'altitude

Les apports d'azote entraînent des modifications dans le fonctionnement des écosystèmes mais ces modifications, et la vitesse à laquelle elles apparaissent, varient d'un écosystème à l'autre en fonction de la quantité des apports à laquelle ils sont exposés (BOBBINK *et al.*, 2010). La détection de ces modifications a permis de définir le concept de charge critique azotée, soit le seuil d'apport d'azote en dessous duquel il n'y a pas d'effet visible sur un ou plusieurs paramètres de fonctionnement de l'écosystème. Les valeurs de charges critiques, leur niveau de fiabilité, ainsi que le type de réponse observée lors de leur dépassement varient d'un écosystème à l'autre. Par exemple, la charge critique des prairies acides de plaine et des pelouses subalpines et alpines varierait entre

10 et 20 $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ et 5 et 10 $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ respectivement, le niveau de fiabilité étant faible pour les premières et très faible pour les secondes (BOBBINK *et al.* 2003). De plus, des études suggèrent que des dépôts azotés chroniques de faible intensité peuvent conduire à des pertes d'espèces (CAPE *et al.* 2009, REMKE *et al.* 2009) et que les écosystèmes exposés à de faibles quantités de dépôts azotés sont plus sensibles à une augmentation de cette pollution (CLARK & TILMAN 2008, STEVENS *et al.* 2010). Ainsi, les pelouses de haute altitude, particulièrement oligotrophes (du fait des contraintes des faibles températures sur les processus de minéralisation) sont potentiellement très sensibles à l'eutrophisation azotée et leur charge critique est probablement surestimée. Ces hauts lieux de biodiversité, exposés à des niveaux de pollution plus faibles que les écosystèmes semi-naturels périurbains ou ceux des zones rurales agricoles, ont été moins étudiés en Europe et jamais dans les Pyrénées. L'étude des impacts des dépôts atmosphériques azotés sur les pelouses subalpines est donc, dans une perspective de conservation de la biodiversité, un enjeu majeur.

Les premières études menées dans les montagnes Rocheuses (États-Unis), le Caucase (Russie) ou les Alpes (Suisse) mettent en évidence des effets des apports d'azote sur les pelouses alpines et subalpines. Cependant, la plupart des apports étudiés sont bien au-delà des charges critiques supposées pour ces milieux. Les apports d'azote naturels (fixation symbiotique, MARTY *et al.* 2009) ou expérimentaux (BOWMAN *et al.* 1993, BASSIN *et al.* 2007, 2012, 2013, ONIPCHENKO *et al.* 2012) provoquent généralement une augmentation de la biomasse végétale aérienne et des changements dans la proportion des différents groupes végétaux. Ces changements sont observés dès 10 $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ après 3 ans et dès 5 $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ après 5 ans d'apports (BASSIN *et al.* 2007, 2013). Les apports d'azote augmentent également la teneur en azote des tissus végétaux aériens (BOWMAN *et al.* 2006, BASSIN *et al.* 2009), modifient la structure des communautés bactériennes (NEMERGUT *et al.* 2008) et le pourcentage de racines mycorhizées (BLANKE *et al.* 2012) et diminuent le pouvoir tampon et le pH des sols (LIEB *et al.* 2011). Ces études expérimentales mettent en évidence la diversité et la complexité des conséquences des dépôts azotés sur le fonctionnement des écosystèmes, pouvant varier au sein d'un même type de milieu, tel que les pelouses subalpines (THEODOSE & BOWMAN 1997). Mais les mécanismes conduisant à ces modifications sont encore très largement méconnus. Ainsi une étude suggère que les changements observés (propriétés de la couverture végétale vasculaire, de l'humus, de la communauté microbienne, disponibilité en nutriments du sol et recouvrement des bryophytes et lichens) dans les landes ouvertes alpines de Suède seraient principalement dus aux effets directs des apports azotés plutôt qu'aux effets indirects liés au changement de structure de la communauté végétale, comme cela a longtemps été suspecté (WARDLE *et al.* 2013). Par ailleurs, si l'étude menée dans les Alpes suisses a testé la possible interaction entre pollution azotée et pollution à l'ozone (BASSIN *et al.* 2013), aucune étude n'a porté sur les effets combinés des dépôts azotés et du réchauffement climatique, ce dernier ayant pourtant des conséquences majeures sur les écosystèmes d'altitude.

III. Le programme de recherche ANEMONE

Le programme de recherche ANEMONE a été initié fin 2011 dans le but d'évaluer les dépôts atmosphériques azotés sur le massif pyrénéen et d'étudier leurs effets potentiels sur les pelouses d'altitude. Ce programme, coordonné par le laboratoire toulousain Évolution & Diversité Biologique, a fédéré cinq autres laboratoires de recherche, français (CESBio, Ecolab, BioGeCo) et espagnols (IPE, EcoFun), ainsi que le Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées et le Parc national des Pyrénées. Ce programme a été soutenu financièrement par l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME) et la Région Midi-Pyrénées.

Il comporte trois axes de recherche. Le premier axe consiste à suivre expérimentalement le parcours de l'azote exogène dans les compartiments de l'écosystème, à mesurer ses effets et à déterminer la charge critique des pelouses pyrénéennes en lien avec le réchauffement climatique. Le deuxième axe vise à développer une méthode de biosurveillance des dépôts azotés sur le massif pyrénéen. Le troisième axe repose sur une approche empirique visant à détecter d'éventuels effets à moyen ou long terme des dépôts azotés sur la biodiversité végétale des pelouses subalpines pyrénéennes.

1. Suivi de l'azote exogène et de ses effets sur le fonctionnement d'une pelouse subalpine – Approche expérimentale *in situ*

L'approche expérimentale dans ce programme doit permettre de répondre à plusieurs questions quant au devenir de l'azote exogène et ses effets dans un contexte de réchauffement climatique. Pour cela, depuis 2012, des apports humides d'azote de 0, 5, 10 et 30 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ sont effectués sous forme de sprays répétés à plusieurs périodes de la saison de végétation sur les placettes expérimentales soumises ou non à un réchauffement climatique. La simulation du réchauffement climatique (mini-serres ouvertes) vise à déterminer si ce facteur a des effets additifs, interactifs, synergiques ou, au contraire, compensatoires à ceux des apports azotés pour les différents paramètres étudiés. Les effets de ces deux traitements croisés sont évalués sur la végétation (composition et abondance relative des différentes espèces, biomasses aériennes et souterraines, teneur en C et N des tissus aériens et souterrains), le sol (teneur en C et N total, en NO₃⁻ et NH₄⁺, pH), les eaux de lessivage (composition chimique et analyse écotoxicologique), la communauté microbienne du sol (composition), la macrofaune du sol (abondance et composition du groupe des lombrics) et la dénitrification et les émissions de gaz à effets de serre (émissions de N₂O, CO₂ et CH₄). L'enrichissement de l'azote exogène en ¹⁵N (isotope stable naturellement présent en très faible quantité) permet de suivre son cheminement dans les compartiments de l'écosystème (biomasse végétale aérienne et souterraine, sol et eaux de lessivage) par prélèvements et analyses de leur teneur en ¹⁵N. Il permet de déceler la mise en place de processus engendrés par les faibles apports avant qu'ils ne se traduisent par des effets visibles sur la végétation (par exemple, si certaines espèces végétales tendent à accumuler l'azote exogène aux dépens d'autres. Les données obtenues permettront d'implémenter

de nouveaux modèles de détermination des charges critiques (en cours de développement sur les écosystèmes prairiaux de plaine mais déjà fonctionnelle sur les écosystèmes forestiers) : le modèle dynamique ForSAFE-VEG, qui couple cycles biogéochimiques et réponses de la communauté végétale (BELYAZID 2006, SVERDRUP *et al.* 2012). Ces résultats viendront également compléter les études déjà réalisées sur les pelouses subalpines dans d'autres massifs et permettront de déterminer si les nardaies subalpines pyrénéennes ont, ou non, le même type de réponse aux apports d'azote, et quelle est précisément la sensibilité de ces milieux pyrénéens aux dépôts azotés.

2. Développer la biosurveillance des dépôts azotés sur le massif pyrénéen

Afin d'établir si les dépôts azotés atmosphériques peuvent représenter une menace pour les écosystèmes prairiaux d'altitude dans les Pyrénées, il est également essentiel de déterminer leur vulnérabilité (c'est-à-dire le niveau de pollution auquel ces milieux sont exposés). Dans un massif montagneux tel que les Pyrénées, la forte hétérogénéité topographique et climatique résulte probablement en une importante variabilité spatiale des dépôts azotés, rendant difficile leur estimation. La mesure directe *in situ* des dépôts azotés atmosphériques est complexe et souvent incomplète (en raison de la variété des formes et des processus de dépôts), coûteuse et logistiquement lourde. Aussi, l'estimation des quantités de dépôts azotés à grande échelle spatiale ne peut se faire qu'indirectement, par modélisation ou par biosurveillance.

Actuellement, des estimations des dépôts azotés par modélisation sont disponibles pour l'Europe grâce à l'EMEP (European Monitoring and Evaluation Programm). D'après ces estimations, les Pyrénées recevraient entre 4 et 10 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ sous forme réduite et entre 1,5 et 5,5 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ sous forme oxydée, suivant les zones (estimations pour l'année 2011). Bien que ces estimations aient démontré leur fiabilité (SCHULZ *et al.* 2013) et leur utilité dans le cadre d'études de l'impact des dépôts azotés à l'échelle de l'Europe (DUPRÉ *et al.* 2010, STEVENS *et al.* 2010), leur intérêt est limité à l'échelle du massif pyrénéen car, avec une résolution spatiale de 50 km sur 50 km, elles moyennent des zones très hétérogènes du massif et rendent donc difficilement compte de la réalité des dépôts azotés reçus par les écosystèmes. À cette échelle, développer des méthodes de biosurveillance semble donc plus adapté. Contrairement à la bioindication qui consiste en une échelle du degré de pollution basée sur la présence/absence ou abondance de certaines espèces, la biosurveillance repose, elle, sur la capacité de certains organismes à absorber, voire à accumuler, certains polluants et vise à estimer un niveau de pollution à partir de la teneur en polluants des tissus de ces organismes (ou à partir des réponses physiologiques de ces organismes face à ces teneurs en polluants) (MARKERT *et al.* 2003). Les lichens sont des organismes particulièrement adaptés à la biosurveillance de la pollution azotée dans la mesure où leur principale source de nutriments azotés est l'azote atmosphérique (du fait de leur absence de racines pour utiliser les ressources du substrat). L'utilisation des lichens terricoles des milieux ouverts est privilégiée car ils ne subissent pas, comme les lichens corticoles, les modifications

chimiques des précipitations lors de leur passage à travers la canopée. De même, les lichens ayant pour photosymbionte une algue verte plutôt qu'une cyanobactérie (fixatrices de N₂ atmosphérique) sont préférables. Enfin, l'objectif étant de créer un outil applicable à l'ensemble du massif pyrénéen (en zone subalpine) et relativement simple d'utilisation, les espèces biomonitrices doivent être relativement fréquentes et identifiées avec fiabilité.



Fig. 1. *Cladonia rangiferina* : Comme les autres espèces du sous genre *Cladina*, ce lichen forme des « coussins » au sol.

Plusieurs espèces du sous genre *Cladina* (Fig. 1) répondent à l'ensemble de ces critères et des études ont confirmé leur intérêt pour la biosurveillance (HYVÄRINEN & CRITTENDEN 1998, BRITTON & FISHER 2010). Dans le cadre du programme ANEMONE, huit sites pyrénéens ont donc été équipés pour la mesure des dépôts azotés atmosphériques de juin 2012 à juin 2013. En parallèle de ces mesures directes, des échantillons de lichens du sous genre *Cladina* (espèces *Cladonia rangiferina* (L.) Weber, *Cladonia arbuscula* (Wallr.) Flot. et *Cladonia portentosa* (Dufour) Coem) ont été prélevés sur ces mêmes sites et leurs thalles analysés pour leur teneur en azote. Les résultats de ces travaux confirmeront, ou non, la possibilité d'utiliser la teneur en N des thalles de *Cladina* comme biomoniteur du niveau de pollution azotée dans les Pyrénées, ceci respectivement si une relation significative est observable, ou non, entre teneur en N des lichens et dépôts azotés mesurés, sur ces huit sites de calibration. Une telle méthode de biosurveillance permettrait alors par des moyens relativement simples (prélèvement d'échantillons de quelques individus du lichen biomoniteur sur le terrain puis analyse de la teneur en N de leurs thalles) d'obtenir une estimation fiable des dépôts azotés pour un site donné. Appliquée à l'échelle du massif, elle permettrait la création d'une cartographie du niveau de vulnérabilité à la pollution azotée atmosphérique des milieux ouverts subalpins.

3. Effets à moyen et long terme sur la biodiversité des pelouses subalpines pyrénéennes – Approche empirique

Les émissions de polluants atmosphériques azotés ont commencé à fortement augmenter dès la fin de la seconde guerre mondiale. Les écosystèmes, y compris pyrénéens, ont donc probablement été exposés à cette pollution croissante depuis déjà plusieurs décennies. Il est possible que certains de ces écosystèmes parmi les plus sensibles (pelouses subalpines par exemple), aient déjà exprimé des réponses à cette pollution chronique à moyen ou long terme. Ces réponses ont pu apparaître progressivement, lorsqu'un cumul d'azote seuil était atteint pour un milieu. Ainsi, les milieux les plus exposés à cette pollution sont susceptibles d'avoir répondu le plus rapidement. Dans cette partie du programme, les données phytosociologiques existantes afférentes aux nardais subalpines pyrénéennes (habitat d'intérêt communautaire prioritaire 6230) ont été compilées. Ce jeu de données spatiales et temporelles (460 relevés issus de publications et travaux menés par 21 auteurs et organismes de 1948 à 2010), permet de rechercher des corrélations entre des changements de diversité ou de composition végétale et les estimations de cumuls de dépôts azotés. Cette méthode a révélé un impact négatif des dépôts azotés au cours du temps sur la richesse spécifique des prairies semi-naturelles du *Violion caninae* Schwick. 1944 d'Europe du Nord (DUPRÉ *et al.* 2010) ; il s'agit cependant d'une région exposée à des gradients de pollution beaucoup plus importants que ne le sont les Pyrénées. Dans notre étude, cette approche est complétée par un ré-échantillonnage de certains sites, parmi ceux dont les relevés réalisés il y a 30 à 60 ans sont assez précisément localisés, et la recherche de changements floristiques en relation avec les dépôts azotés. Ce type d'approche a, quant à lui, déjà été appliqué à l'échelle du domaine atlantique français (GAUDNIK *et al.* 2011).

IV. Conclusion

Les écosystèmes prairiaux européens en général subissent actuellement des effets visibles des dépôts azotés atmosphériques sur leur fonctionnement et leur biodiversité. Les premières études réalisées dans des massifs montagneux d'Europe et d'Amérique suggèrent une sensibilité particulièrement importante des prairies d'altitude à la pollution azotée. D'autre part, la vulnérabilité de ces hauts lieux de biodiversité est largement méconnue et particulièrement difficile à établir. Le programme de recherche ANEMONE¹ tente par plusieurs approches de réduire ces méconnaissances. D'une part en testant la sensibilité des pelouses subalpines pyrénéennes aux dépôts azotés et en améliorant les connaissances fondamentales quant aux flux et au devenir de cet azote exogène dans ces milieux. D'autre part, en explorant de nouvelles solutions pour évaluer la vulnérabilité de ces milieux dans les Pyrénées, telles que la biosurveillance. Enfin, en cherchant à mettre en évidence, s'il existe, l'impact de la pollution atmosphérique azotée sur l'évolution récente de la végétation des pelouses subalpines pyrénéennes.

[1] Les résultats de projet ont été présentés dans le rapport de recherche suivant : ADEME, PORNON A., M. BOUTIN, A. PROBST & S. RIZETTO S. 2015. – *Dépôts atmosphériques azotés dans les Pyrénées et leurs effets sur la biodiversité et le fonctionnement des prairies subalpines pyrénéennes*. Rapport de recherche. 61 pp.

BIBLIOGRAPHIE

- BASSIN, S., J. SCHALAJDA, A. VOGEL & M. SUTER. 2012. – Different types of sub-alpine grassland respond similarly to elevated nitrogen deposition in terms of productivity and sedge abundance. *Journal of Vegetation Science*, 23: 1024-1034.
- BASSIN, S., M. VOLK & J. FUHRER. 2013. – Species composition of subalpine grassland is sensitive to nitrogen deposition, but not to ozone, after seven years of treatment. *Ecosystems*, 16: 1105-1117.
- BASSIN, S., M. VOLK, M. SUTER, N. BUCHMANN & J. FUHRER. 2007. – Nitrogen deposition but not ozone affects productivity and community composition of subalpine grassland after 3 yr of treatment. *New phytologist*, 175: 523-34.
- BASSIN, S., R.A. WERNER, K. SÖRGE, M. VOLK, N. BUCHMANN & J. FUHRER. 2009. – Effects of combined ozone and nitrogen deposition on the in situ properties of eleven key plant species of a subalpine pasture. *Oecologia*, 158: 747-56.
- BELAZID, S. 2006. – *Dynamic modelling of biogeochemical processes in forest ecosystems*. Department of Chemical Engineering, Lund University. 70 pp.
- BLANKE, V., S. BASSIN, M. VOLK & J. FUHRER. 2012. – Nitrogen deposition effects on subalpine grassland: the role of nutrient limitations and changes in mycorrhizal abundance. *Acta Oecologica*, 45: 57-65.
- BOBBINK, R., M. ASHMORE, S. BRAUN, W. FLÜCKIGER & I.J.J. VAN DEN WYNGAERT. 2003. – Empirical critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. *Empirical Critical Loads of Nitrogen*. B. ACHERMANN and R. BOBBINK, Swiss Agency for Environment Forests and Landscape, Bern, pp. 43-169.
- BOBBINK, R., K. HICKS, J. GALLOWAY, T. SPRANGER, R. ALKEMADE, M. ASHMORE, M. BUSTAMANTE, S. CINDERBY, E. DAVIDSON, F. DENTENER, B. EMMETT, J.-W. ERISMAN, M. FENN, F. GILLIAM, A. NORDIN, L. PARDO & W. DE VRIES. 2010. – Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological applications*, 20: 30-59.
- BOWMAN, W.D., C.C. CLEVELAND, L. HALADA, J. HREŠKO & J.S. BARON. 2008. – Negative impact of nitrogen deposition on soil buffering capacity. *Nature Geoscience*, 1: 767-770.
- BOWMAN, W.D., J.R. GARTNER, K. HOLLAND & M. WIEDERMANN. 2006. – Nitrogen critical loads for alpine vegetation and terrestrial ecosystem response: are we there yet? *Ecological Applications*, 16: 1183-1193.
- BOWMAN, W.D., T.A. THEODOSE, J.C. SCHARDT & R.T. CONANT. 1993. – Constraints of nutrient availability on primary production in two alpine tundra communities. *Ecology*, 74: 2085-2097.
- BRITTON, A.J. & J.M. FISHER. 2010. – Terricolous alpine lichens are sensitive to both load and concentration of applied nitrogen and have potential as bioindicators of nitrogen deposition. *Environmental pollution*, 158: 1296-302.
- CAPE, J.N., L.J. VAN DER EERDEN, L.J. SHEPPARD, I.D. LEITH & M.A. SUTTON. 2009. – Evidence for changing the critical level for ammonia. *Environmental pollution*, 157: 1033-1037.
- CLARK, C.M. & D. TILMAN. 2008. – Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. *Nature*, 451: 712-715.
- DUPRÉ, C., C.J. STEVENS, T. RANKE, A. BLEEKER, C. PEPLER-LISBACH, D.J.G. GOWING, N.B. DISE, E. DORLAND, R. BOBBINK & M. DIEKMANN. 2010. – Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. *Global Change Biology*, 16: 344-357.
- FOWLER, D., M. COYLE, U. SKIBA, M.A. SUTTON, J.N. CAPE, S. REIS, L.J. A. SHEPPARD, A. JENKINS, B. GRIZZETTI, J.N. GALLOWAY, P. VITOUSEK, A. LEACH, A.F. BOUWMAN, K. BUTTERBACH-BAHL, F. DENTENER, D. STEVENSON, M. AMANN, & M.VOSS. 2013. – The global nitrogen cycle in the twenty-first century. *Philosophical transactions of the Royal Society B.*, 368.
- GALLOWAY, J.N., A.R. TOWNSEND, J.W. ERISMAN, M. BEKUNDA, Z. CAI, J.R. FRENEY, L.A. MARTINELLI, S.P. SEITZINGER & M.A. SUTTON. 2008. – Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320, 889-892.
- GAUDNIK, C., E. CORCKET, B. CLÉMENT, C.E.L. DELMAS, S. GOMBERT-COURVOISIER, S. MULLER, C.J. STEVENS & D. ALARD. 2011. – Detecting the footprint of changing atmospheric nitrogen deposition loads on acid grasslands in the context of climate change. *Global Change Biology*, 17: 3351-3365.
- HORSWILL, P., O. O'SULLIVAN, G.K. PHOENIX, G.K., J.A. LEE & J.R. LEAKE. 2008. – Base cation depletion, eutrophication and acidification of species-rich grasslands in response to long-term simulated nitrogen deposition. *Environmental pollution*, 155: 336-349.
- HYVÄRINEN, M. & P.D. CRITTENDEN. 1998. – Growth of the cushion-forming lichen, *Cladonia portentosa*, at nitrogen-polluted and unpolluted heathland sites. *Environmental and Experimental Botany*, 40: 67-76.
- KRUPA, S.V. 2003. – Effects of atmospheric ammonia, NH₃, on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution*, 124: 179-221.
- LIEB, A.M., A. DARROUZET-NARDI & W.D. BOWMAN. 2011. – Nitrogen deposition decreases acid buffering capacity of alpine soils in the southern Rocky Mountains. *Geoderma*, 164: 220-224.
- MARKERT, B.A., A.M. BREURE & H.G. ZECHMEISTER. 2003. – *Bioindicators & Biomonitors, Principles, Concepts and Applications*, Elsevier, Oxford, 997 pp.
- MARTY, C., A. PORNON, N. ESCARAVAGE, P. WINTERTON & T. LAMAZE. 2009. – Complex interactions between a legume and two grasses in a subalpine meadow. *American journal of botany*, 96 : 1814-1820.
- NEMERGUT, D.R., A.R. TOWNSEND, S.R. SATTIN, K.R. FREEMAN, N. FIERER, J.C. NEFF, W.D. BOWMAN, C.W. SCHAT, M.N. WEINTRAUB & S.K. SCHMIDT. 2008. – The effects of chronic nitrogen fertilization on alpine tundra soil microbial communities: implications for carbon and nitrogen cycling. *Environmental microbiology*, 10: 3093-3105.
- ONIPCHENKO, V.G., M.I. MAKAROV, A.A. AKHMETZHANOVA, N.A. SOUDZILOVSKAIA, F.U. AIBAZOVA, M.K. ELKANOVA, A.V. STOGOVA & J.H.C. CORNELISSEN. 2012. – Alpine plant functional group responses to fertiliser addition depend on abiotic regime and community composition. *Plant and Soil*, 357: 103-115.
- PEARSON, J. & G.R. STEWART. 1993. – The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. *New Phytologist*, 125: 283-305.
- REMKE, E., E. BROUWER, A. KOOLIJMAN, I. BLINDOW, H. ESSELINK & J.G.M. ROELOFS. 2009. – Even low to medium nitrogen deposition impacts vegetation of dry, coastal dunes around the Baltic Sea. *Environmental pollution*, 157: 792-800.
- SCHULZ, M., M. GAUSS, A. BENEDICTOW, J.E. JONSON, S. TSYRO, Á. NYÍRI, D. SIMPSON, B.M. STEENSEN, B.M. KLEIN, Á. VALDEBENITO, P. WIND, A. KIRKEVÅG, J. GRIESFELLER, J. BARTNICKI, D. OLIVIE, A. GRINI, T. IVERSEN, Ø SELAND, V.S. SEMEENA & H. FAGERLI. 2013. – *Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe in 2011*. EMEP Status Report 2013, Norwegian Meteorological Institute, 205 pp.

- SHEPPARD, L.J., I.D. LEITH, A. CROSSLEY, N. VAN DIJK, D. FOWLER, M.A. SUTTON & C. WOODS. 2008. – Stress responses of *Calluna vulgaris* to reduced and oxidised N applied under “real world conditions”. *Environmental pollution*, 154: 404-413.
- STEVENS, C.J., C. DUPRÉ, E. DORLAND, C. GAUDNIK, D.J.G. GOWING, A. BLEEKER, M. DIEKMANN, M., ALARD, R. BOBBINK, D. FOWLER, E. CORCKET, O. MOUNTFORD, V. VANDVIK, P.A. AARRESTAD, S. MULLER & N.B. DISE. 2010. – Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental pollution*, 158: 2940-2945.
- SVERDRUP, H., T.C. McDONNELL, T.J. SULLIVAN, B. NIHLGÅRD, S. BELYAZID, B. RIHM, E. PORTER, W.D. BOWMA & L. GEISER. 2012. – Testing the feasibility of using the ForSAFE-VEG model to map the critical load of nitrogen to protect plant biodiversity in the Rocky Mountains region, USA. *Water, Air & Soil Pollution*, 223: 371-387.
- THEODOSE, T.A. & W.D. BOWMAN. 1997. – Nutrient availability, plant abundance, and species diversity in two alpine tundra communities. *Ecology*, 78: 1861-1872.
- WARDLE, D.A., M.J. GUNDALE, A. JÄDERLUND & M. NILSSON. 2013. – Decoupled long-term effects of nutrient enrichment on aboveground and belowground properties in subalpine tundra. *Ecology*, 94: 904-919.

Los pastos supraforestales de andorra: producción, calidad y diversidad

M. Domènech¹, B. Komac¹, M. Bou², R. Fanlo²

1. Andorra Recerca + Innovació Av. Rocafort 21-23 Sant-Julia-de-Lòria AD600 (Principat d'Andorra)

2. Escola Superior d'Enginyeria Agraria de la Universitat de Lleida.

Contacto. E-mail: mdomenech@ari.ad (Centre d'Estudis de la Neu i la Muntanya d'Andorra de l'Institut d'Estudis Andorrans)

RESUMEN

Los pastos supraforestales representan el 23% de la superficie de Andorra. Estos pastos albergan una elevada cantidad de especies adaptadas a los rigores de la alta montaña y también al efecto del pastoreo. Los cambios socioeconómicos de las últimas décadas en Andorra han hecho que la gestión ganadera varíe generando cambios en la ecología de los pastos. Con más de 220 inventarios, en este estudio se analiza su diversidad, su producción y su calidad forrajera, en relación con la carga ganadera y las variables ambientales.

Palabras clave: pastos, diversidad, producción, calidad, carga ganadera.

The subalpine and alpine grasslands of Andorra : production, quality and diversity

ABSTRACT

The subalpine and alpine grasslands cover over 23% of the territory of Andorra. These grasslands harbor a great diversity of plants adapted to the harsh mountain climatic condition and to grazing. The socioeconomic changes occurred in the last decades lead to modification of the grazing activity as well as the ecology of such grasslands. With more than 220 vegetation samples, this study analyzes the effect of the grazing intensity and environmental factors on the plant diversity, the production and the forage quality.

Key words: Grasslands, plant diversity, productivity, forage quality, grazing intensity.

Les pâturages de montagne d'Andorre : production, qualité et diversité

RÉSUMÉ

Les pâturages de montagne occupent une superficie de 23 % en Andorre. Ces pâturages abritent une grande quantité d'espèces adaptées aux rigueurs de la haute montagne mais également au pâturage. Les changements socio-économiques des dernières décennies ayant eu lieu en Andorre ont eu des conséquences sur l'activité pastorale et par conséquent sur l'écologie de ces pâturages. Avec plus de 220 inventaires de végétation, cette étude analyse l'effet de la charge pastorale et différentes variables environnementales sur la diversité végétale, la production et la qualité fourragère.

Mots-clés : Pâturages, diversité, productivité, qualité fourragère, charge pastorale

I. Introducción

Los pastos de alta montaña son una de las unidades del paisaje que predominan en la montaña andorrana y del Pirineo en general, y ocupan en el caso de Andorra un 23% de su superficie. Estos pastos sirven y han servido de alimento a la cabaña ganadera del Pirineo y a los animales salvajes desde

hace miles de años, y por tanto albergan plantas estrechamente adaptadas a estos hábitats.

En las últimas décadas en Andorra, las actividades ganaderas han dejado de ser la principal fuente de ingresos para las familias. Esto se ha traducido en una disminución del número de animales que pastorean y también en un cambio

en el tipo de ganado. Estos cambios, que modifican las cargas ganaderas históricas, pueden alterar los patrones actuales de diversidad, producción y calidad forrajera de los pastos. En este sentido, es bien conocido que el pastoreo sostenible permite mantener el equilibrio ecológico de estos hábitats seminaturales (WAGNER *et al.* 2000). De esta forma se asegura el buen funcionamiento del ecosistema, contribuyendo a aumentar la estabilidad y la resiliencia de este, y en definitiva a conservar sus especies de flora. El objetivo de este estudio fue analizar la diversidad, la producción y la calidad forrajera de los pastos de alta montaña, en relación con la carga ganadera y las variables ambientales.

1. Metodología

El área de estudio comprende todos los pastos de alta montaña de las parroquias de la Massana, Ordino, Andorra-la-Vella, Canillo y del Valle del Madriu-Perafita-Claror (8.800 ha). Se plantearon 113 zonas de muestreo y se han realizado un total de 222 inventarios de vegetación y 424 análisis bromatológicos de muestras de hierba (Fig. 1).



Fig. 1. Situación de los puntos de muestreo en las distintas parroquias de Andorra

En algunos casos, la determinación de los taxones solo permitió la identificación del género, ya que en el momento del inventario faltaban caracteres identificadores clave. De cada punto de muestreo se calculó la altitud, la pendiente y la orientación. Los inventarios siguieron la metodología del *point-intercept* (GOODALL 1952) anotando la presencia de todas las especies cada 20 cm en dos transectos de 20 m de longitud proyectados ortogonalmente entre ellos. Esto permitió la cuantificación de la diversidad florística utilizando el índice de riqueza específica (nombre de especies) y el índice de Shannon (SHANNON & WEAVER 1949). Para la determinación de la calidad y producción forrajera se recogieron muestras de cuadrados de 0,25 x 0,25 m en todas las zonas de muestreo. Todas las muestras (n = 424) se secaron a 60°C durante 48 h y después se analizaron con la metodología NIRS (Near-infrared spectroscopy) con un SYSTEM 6500 (MARTEN *et al.* 1985). Se analizó: proteína digestible (PD), fibra bruta (FB), lignina ácido detergente (LAD) en porcentaje sobre la materia seca (en adelante, % SMS), y unidades forrajeras leche (UFL)

como energía neta por kg de MS según el método de HALL & ISHLER (1994). También se calculó el contenido de agua de las muestras así como el peso seco (utilizado en el cálculo de la producción forrajera).

Los muestreos se realizaron entre los años 2004 y 2011 durante la segunda quincena de julio, coincidiendo con el momento de máximo crecimiento. También se evaluó la carga ganadera admisible (CGA) y la carga ganadera soportada (CGS), la relación de las cuales (CGS/CGA) permite detectar sobre-pastoreo o Infra-pastoreo y cuantificar la intensidad de pastoreo. La carga ganadera admisible se calculó siguiendo el criterio de GALT *et al.* (2000) que se refiere a la producción ganadera; y la carga ganadera soportada se obtuvo a partir de la información obtenida de entrevistas a los ganaderos.

2. Análisis de los datos

La distribución unimodal que presentan los datos de composición de especies hizo que se utilizara un análisis de correspondencias (CCA) con el fin de estudiar las relaciones entre variables, factores y composición florística. Los factores físicos usados fueron: altitud, pendiente y exposición. Las variables evaluadas y analizadas fueron: producción, índice de Shannon, riqueza específica, y las variables de calidad resultado de los análisis bromatológicos (proteína digestible (PD), fibra bruta (FB), lignina (LAD) y unidades forrajeras (UFL), juntamente con los diferentes tipos de pastos. Para conocer la significancia de los ejes, los datos florísticos se sometieron al test de permutaciones de Monte Carlo con 999 permutaciones.

Para estudiar la calidad se utilizaron las ecuaciones estructurales (SEMs) que permiten conocer cuáles son las variables que tienen mayor importancia relativa en la calidad como variable «latente». Esta técnica combina el análisis factorial con la regresión lineal para probar el grado de ajuste de unos datos observados a un modelo hipotetizado. La variable «latente» es una variable no medida directamente, sino estimada en el modelo a partir de las otras variables que covarían entre ellas.

Todos los análisis se han realizado con los programas CANOCO (versión 4.5), SAS (versión 9.2, Institute, Cary, North Carolina, USA) y R (versión 2.14.0, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria).

II. Resultados y discusión

1. Los pastos: producción, calidad y diversidad

De toda el área de estudio más del 80% corresponde a pastos calcifugos de *Festucion eskiae*, *Festuca paniculata*, *Nardion strictae*, *Festucion airoides*, y a pastos calcícolas (de *Bromion erecti*, de *Agrostis capillaris* y de *Festucion scopariae*), que son pastados mayoritariamente por ganado vacuno y equino. En general, y para todos estos los pastos, la producción media es de 2.064 kgMS/ha, las unidades forrajeras son de 0,722 UFL kgMS, la PD media es de 6,66% SMS, la FB es de 29,23% SMS y la LAD es de 6,60 % SMS.

Se identificaron un total de 286 especies. De estas, solo cuatro estaban en más de la mitad de los inventarios, y 240 aparecieron en al menos una décima parte de los inventarios. Los cinco taxones más frecuentes son: *Nardus stricta*, *Festuca*

Tipo de pasto	Núm. inventarios	Núm. especies	Índice Shannon	Producción	PD	FB	LAD	UFL
<i>Festucion airoides</i>	32	13.0	1.97±0,32	1405±794,94	6.43±2,22	29.38±3,49	6.98±2,01	0.69±0,07
<i>Festucion eskiae</i>	77	12.0	1.73±0,47	2679±873,88	5.57±1,09	31.78±2,30	6.58±0,72	0.70±0,04
Calcícolas	20	24.7	2.71±0,44	1506±693,07	8.44±2,36	25.08±3,03	7.75±2,25	0.75±0,07
<i>Festuca paniculata</i>	16	20.5	2.39±0,44	2844±1074,44	6.51±1,49	28.98±6,17	6.40±1,84	0.72±0,05
<i>Nardion strictae</i>	62	15.6	2.00±0,51	1621±865,47	7.61±2,48	27.41±2,93	6.16±2,51	0.76±0,08

Tabla 1. Resumen de los valores medios y desviaciones típicas de calidad (FB: fibra bruta; PD: proteína digestible; LAD: lignina; UFL: unidades forrajeras en kgMS), producción (kgMS/ha) y diversidad (riqueza específica e índice de Shannon) de los cinco tipos de pastos andorranos estudiados. Las unidades de FB, PD y LAD se presentan en % sobre materia seca (SMS).

eskia, *Trifolium alpinum*, *Carex* sp. y *Festuca airoides*; y los más raros: *Aconitum anthora*, *Aconitum napellus*, *Anemone baldensis*, *Aquilegia pyrenaica* y *Arenaria grandiflora*.

El índice de Shannon medio es de 1,98, con un valor máximo de 3,34 y un mínimo de 0,95. La riqueza media de todos los pastos es de 16 especies, con un máximo en los pastos de *Agrostis capillaris* y *Festuca gautieri* de la Vall d'Incles (46 taxones) (Canillo) y un mínimo en los pastos de *Festucion eskiae* de Tristaina (4 taxones) (Ordino). En general, los pastos con los índices de diversidad más elevados son los calcícolas seguidos por los de *F. paniculata* y *Nardion strictae* (Tabla 1). Los pastos calcícolas tienden a ser de los más ricos en flora en los Pirineos y áreas de alta montaña de Europa (PÄRTEL *et al.* 2005, NINOT *et al.* 2007). Nada despreciable es la diversidad de los pastos de *F. paniculata*, que presentan valores similares a otras zonas del Pirineo (GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 2008), y que destacan muy por encima de los valores de otros pastos supraforestales comunes en Andorra (de *F. eskia*, *F. airoides* y *N. stricta*). Con una menor diversidad a los anteriores, los pastos andorranos de *Nardion strictae* presentan un índice de Shannon ligeramente inferior a otros pastos del Pirineo (Tabla 1): 2,3 en el Parque Nacional de Aigüestortes (FANLO *et al.* 2000) y 2,62 en los Pirineos de Huesca (GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 1997).

Los pastos de *F. paniculata* y *F. eskia* son los que presentan las producciones más elevadas (2844 y 2679 kgMS/ha respectivamente, Tabla 1). Esto coincide con los valores medios de estas comunidades en otras zonas del Pirineo. La producción de *F. eskia* tiene valores intermedios entre la obtenida por GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* (2002) en el PN de Ordesa (5 108 kgMS/ha) y la de ROS y FANLO (2001) en el PN de Aigüestortes (1 817 kgMS/ha). En cambio la producción de los pastos de *N. stricta* en Andorra es en conjunto algo menor que la que presentan estas mismas comunidades en otras zonas del Pirineo (FANLO *et al.* 2000, GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 2002).

Los pastos que presentan mejor calidad forrajera son los calcícolas (elevada PD y energía, y baja proporción de FB respecto al resto de pastos), aunque con un poco más lignina (Tabla 1). También es interesante destacar que respecto a lo que se conoce en los Pirineos (ASCASO *et al.* 1991, ASCASO y FERRER 1993, FANLO *et al.* 2000, GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 2005), los pastos andorranos de *N. stricta* presentan unos valores de calidad algo superiores. Esto probablemente tiene que ver con la elevada presencia de *Trifolium alpinum*, que aumentaría los valores de PD y bajaría los de FB (GÓMEZ 2007).

2. Efecto de la intensidad de pastoreo y de las variables físicas sobre la producción, la calidad y la diversidad

Los pastos estudiados se encuentran en una altitud media de 2292 m, entre los 2780 m y los 1800 m de altitud, en pendiente media de 20°, y presentan en general una exposición de solana. De todos estos factores físicos analizados, la altitud es la que más peso tiene en la composición florística (Tabla 2 y Fig. 2). La figura 2 también muestra que los pastos situados a mayores altitudes tienen tendencia a recibir más radiación solar, y a ser relativamente más llanos.

Los valores más elevados de diversidad están relacionados con las cargas ganaderas más elevadas y con los pastos de menor altitud (Fig. 2), ya que son zonas de fácil acceso para el ganado. Los pastos de *Nardion strictae* y los calcícolas son los que se encuentran relacionados con las diversidades florísticas más altas. De la Fig. 2 también se deduce que a mayor carga ganadera la calidad de los pastos es mayor, mientras que la producción decrece. Los pastos con mayores producciones detectadas se explicarían por especies predominantes que presentan de por sí elevada producción: *F. paniculata* y *F. eskia*.

La intensidad de pastoreo media en todos los pastos (ratio CGS/CGA) ha sido de 0,47, con un máximo de 1,87 y un mínimo de 0,06. Aún así, los pastos que sufren una intensidad de pastoreo superior a la media no presentan evidencias de sobrecarga (especies nitrófilas, suelo desnudo, etc.). Solo se han detectado pequeñas manchas de *Rumicion pseudoalpini* en zonas muy cercanas a los refugios de pastores y en los abrevaderos, y por eso esas zonas no fueron muestreadas.

Muchas de las especies pertenecientes a la alianza *Festucion scopariae* (*Phleum alpinum*, *Festuca rubra*, *Trifolium thalii* y *Galium pyrenaicum*, entre otras) son típicas de pastos calcícolas de altitud, y se relacionan aquí con cargas ganaderas elevadas. Por el contrario, especies como *Campanula scheuzeri*, *Pedicularis pyrenaica*, *Lychnis alpina* y *Carum carvi*, estas relacionadas con los pastos de *Festucion eskiae*, que se caracterizan por ser los menos pastados (Fig. 3).

Los pastos que presentan las mayores producciones forrajeras se relacionan con especies como *Festuca paniculata*, *Trifolium montanum*, *Avena versicolor* y *Asphodelus albus*. Mientras que los pastos con producciones menores se relacionan, como cabe esperar, con especies de baja talla (*Euphrasia minima*, *Gentiana alpina*, *Astragalus monpessulanus*, *Plantago alpina* y *Silene acaulis*).

En los pastos con los índices de diversidad más elevada,

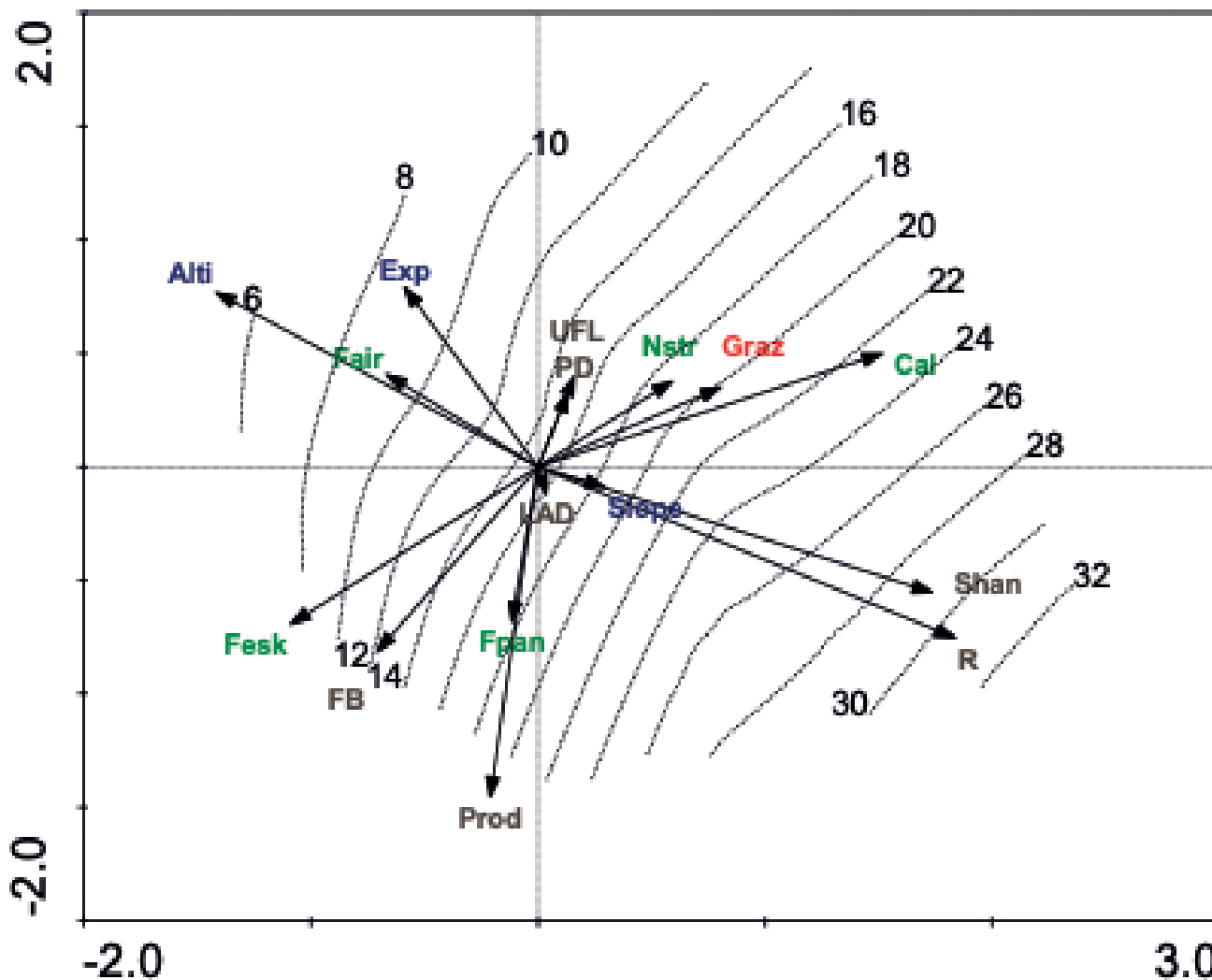


Fig. 2. Análisis de correspondencias con los factores: altitud (alti), pendiente (slope), exposición sur (exp), producción (prod), índice de Shannon (Shan), riqueza (R), calidad (FB, PB, LAD i UFL) y carga ganadera (Graz). Las líneas representan isolíneas de R, extraídas por la técnica smoothing-LOESS. Los dos ejes son significativos; el primero representa un 34% de la varianza de la relación entre las especies y los factores, mientras que el segundo el 23%.

Efectos marginales		Efectos condicionales			
Variable	Lambda 1	Variable	Lambda		
			A	P	F
R	0,35	R	0,35	0,002	12,00
Shan	0,32	Cal	0,24	0,002	8,55
Cal	0,30	Fair	0,23	0,002	8,16
Alti	0,29	Nstr	0,20	0,002	7,57
Fair	0,24	Alti	0,14	0,002	5,24
Fesk	0,23	CGS/CGA	0,13	0,002	5,11
Prod	0,19	Prod	0,11	0,002	4,23
Nstr	0,19	Fesk	0,08	0,002	3,59
FB	0,17	UFL	0,09	0,002	3,59
CGS/CGA	0,16	Exp	0,09	0,002	3,36
Exp	0,15	LAD	0,07	0,002	3,14
Fpan	0,13	FB	0,07	0,002	2,66
Slope	0,13	PD	0,06	0,002	2,85
UFL	0,10	Slope	0,06	0,002	2,60
LAD	0,09	Shan	0,06	0,002	2,28
PD	0,07				

Tabla 2. Efectos marginales i efectos condicionales en la variable composición florística. R: Riqueza específica; Shan: índice de Shannon; Cal: pastos calcícolas; Alti: altitud; Fair: *Festucion airoides*; Fesk: *Festucion eskiae*; Prod: producción forrajera; Nstr: *Nardion strictae*; FB: fibra bruta; CGS/CGA: intensidad de pastoreo; exp: exposición; Fpan: *Festuca paniculata*; Slope: pendiente; UFL: unidades forrajeras; LAD: lignina y PD: proteína digestible.

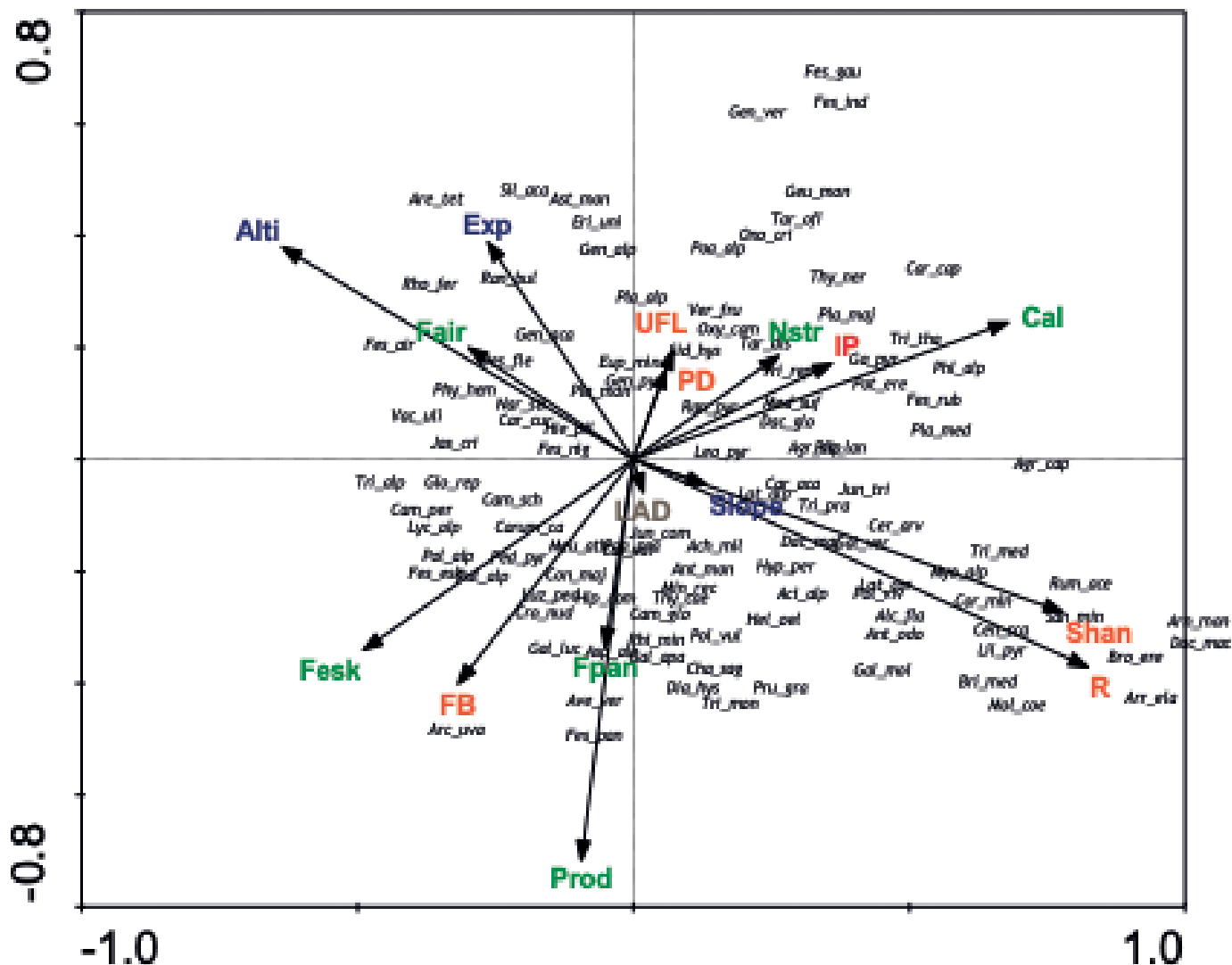


Fig. 3. Análisis de correspondencias con los factores: altitud (alti), pendiente (slope), exposición sur (exp), producción (prod), índice de Shannon (Shan), riqueza (R), la energía (UFL), la intensidad de pastoreo (IP) y todas las especies muestreadas (rango aceptado del 10 al 100%). Las especies están representadas por sus tres primeras letras de especie y tres primeras letras del género. Los dos ejes son significativos; el primero representa un 34 % de la varianza de la relación entre las especies y los factores, mientras que el segundo el 23 %.

que coinciden en ser los que se encuentran a menor altitud, se identificaron especies como *Bromus erectus*, *Arrhenaterum elatius*, *Arnica montana*, *Coronilla minima*, *Myosotis alpestris*, *Rumex acetosella* o *Lilium pyrenaicum*. Estas especies se encuentran en hábitats adyacentes a los pastos, como rodales más húmedos, pequeñas zonas más secas, o bien zonas más fértiles cercanas a prados de siega.

Rhododendrom ferrugineum y *Vaccinium uliginosum* se encuentran en los pastos de mayor altitud. Esto se explica por el desuso de estos pastos que, al recibir menos presión ganadera, favorecen la proliferación de especies leñosas.

Como se observa en la Fig. 4, el pastoreo afecta positivamente al número de especies. Además se comprueba, como cabría esperar, que la calidad de la variable «latente» calculada se ve incrementada a mayor contenido de PD, UFL y a mayor riqueza específica. Por el contrario, la LAD, la FB y la producción afectan negativamente a dicha variable de calidad. Pero si nos fijamos en el modulo de las correlaciones,

vemos que las UFL, la FB y la PD tienen más efecto sobre la calidad latente que la LAD y el número de especies (S). Se detecta también que el pastoreo afecta significativamente a la presencia de lignina en las plantas (LAD) (Fig. 4). Esto podría ser atribuido a que las plantas responden al pastoreo aumentando el contenido en lignina (GÓMEZ 2007).

III. Conclusiones

La calidad y la producción de los pastos supraforestales de Andorra permiten mantener la carga ganadera actual en la montaña, y contribuye al mantenimiento de esa actividad pastoral. Los resultados de este estudio apuntan que una carga ganadera elevada (superior a la intensidad de pastoreo recomendada por GALT *et al.* (2000) permite mantener unos valores de diversidad florística altos. En este sentido, y desde el punto de vista de la gestión, un incremento de la carga ganadera en los pastos poco aprovechados sería necesaria con la finalidad de optimizar el uso y la conservación de los pastos de la montaña

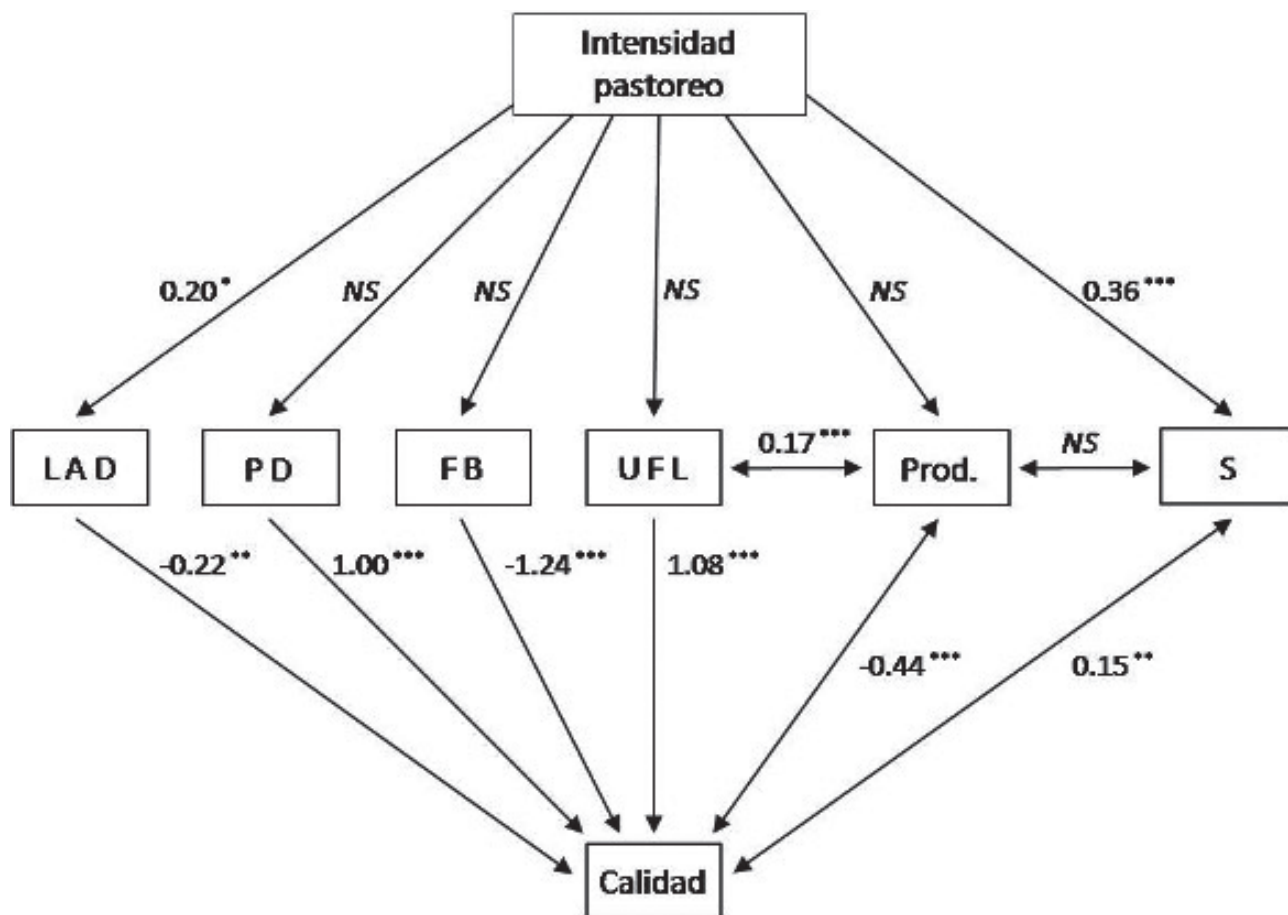


Fig. 4. Modelo de ecuaciones estructurales (n=207; df=21 AIC=3747,527). LAD: lignina ácido detergente, PD: proteína digestible, FB: fibra bruta, UFL: unidades forrajeras leche, Prod.: producción, S: número de especies, Intensidad de pastoreo y calidad forrajera. Significaciones estadísticas: *p < 0,05; ** p < 0,01; ***p < 0,001.

andorrana. Por eso se recomienda aumentar la intensidad de pastoreo hasta conseguir unos valores medio-altos.

Los pastos de más altitud, donde las intensidades de pastoreo son más bajas, podrían aprovecharse por ganado ovino (que tiene más capacidad de acceso a zonas recónditas), y que fue muy extendido a principios de siglo en los pastos andorranos, mientras que actualmente prácticamente ha desaparecido (Meritxell Roquet, com. pers.). El aumento de la carga ganadera en las zonas más elevadas y poco aprovechadas permitiría controlar la proliferación de especies leñosas, como *Rhododendrom ferrugineum* y *Vaccinium uliginosum*.

AGRADECEMOS

Agradecemos a Cristina Pérez Butrón y a Miguel Ibáñez la ayuda en el trabajo de campo; a Manel Aragay y a Anna Prat del Laboratori Agroalimentari de Cabrils de la Generalitat de Catalunya los análisis bromatológicos; a Mertixell Roquet del Govern d'Andorra la valiosa información aportada, y al Govern d'Andorra la financiación del trabajo. Queremos agradecer además a los gobiernos comunales de las siguientes parroquias: Ordino, La Massana, Canillo, Encamp, Escaldes-Engordany, Andorra-la-Vella y Sant-Julià-de-Lòria.

BIBLIOGRAFIA

ASCASO, J. & C. FERRER. 1993. – Valoración agronómica de los pastos del Puerto del Valle de Benasque (Pirineo de Huesca). Clasificación, valor forrajero y carga ganadera. *Pastos*, 12 (2): 99-127.

ASCASO, J., C. FERRER, M. MAESTRO, A. BROCA, A. AMELLA. 1991. – Producción y calidad de pastos de montaña (Pirineo Central) de bajo valor pastoral. *Actas de la XXXIª Reunión Científica de la SEEP*, 249-255.

DOMENECH, M., C. PÉREZ, R. FANLO. 2006. – Diversidad vegetal y calidad forrajera de los pastos supraforestales del Valle del Madriu-Perafita-Claror (Principado de Andorra). *Pastos*, XXXV(2): 27-36.

FANLO, R., A. GARCIA, D. SANUY. 2000. – Influencia de los cambios de la carga ganadera sobre los pastos de *Nardus stricta* en el PN de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. In: *3ª Reunión Ibérica de Pastos y Forrajes*, Ed. SEEP y Xunta de Galicia, A Coruña (España), pp. 117-120.

GALT, D., F. MOLINAR, J. NAVARRO, J. JOSEPH & J. HOLECHECK. 2000. – Grazing capacity and stocking rate. *Rangelands*, 22: 7-11.

GARCÍA-GONZÁLEZ, R., D. GÓMEZ-GARCÍA, A. ALDEAZABAL. 1997. – Resultados de 6 años de exclusión del pastoreo sobre la estructura de comunidades del *Bromion erecti* y *Nardion strictae* en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. En: *Actas de la XXXVIII Reunión Científica de la SEEP*, Ed. Universidad de Valladolid, Valladolid (España), pp. 55-59.

- GARCÍA-GONZÁLEZ, R., A. MARINAS, D. GÓMEZ-GARCÍA, A. ALDEZABAL & J. L. REMÓN. 2002. – Revisión bibliográfica de la producción primaria neta aérea de las principales comunidades pascícolas pirenaicas. In: *Producción de pastos, forrajes y céspedes*, Ed. Chocarro, Santiveri, Fanlo, Bovet, y Lloveras, Universitat de Lleida, Lleida (España), pp. 245-250.
- GARCÍA-GONZÁLEZ, R., A. ALDEZABAL, I. GARIN & A. MARINAS. 2005. – Valor nutritivo de las principales comunidades de pastos de los Puertos de Góriz (Pirineo Central). *Pastos*, 35: 77-103.
- GARCÍA-GONZÁLEZ, R., D. GÓMEZ GARCÍA, A. MARINAS & M. GARTZIA. 2008. – Valor ecológico y pastoral de una comunidad no pastada de *Festuca paniculata* en el Pirineo occidental. In: *Los sistemas Forrajeros: entre la producción y el paisaje*. SEEP, Vitoria-Gasteiz, pp. 97-104.
- GÓMEZ, D. 2007. – Pastos del Pirineo: breve descripción ecológica y florística. In: *Pastos del Pirineo*. CSIC y Diputación de Huesca, Madrid y Huesca, España, pp. 111-140.
- GOODALL, D. 1952. – Some Considerations in the Use of Point Quadrats for the Analysis of Vegetation. *Australian Journal of Biological Sciences*, 5 (1), 1-41.
- HALL, M. & V. ISHLER. 1994. – Forage quality testing: why, how, and where. *Agronomy Facts*, 44, 4 pp.
- MARTEN, G.C., J.S. SHENK & F.E. BARTON (Eds). 1985. – *Near infrared reflectance spectroscopy (NIRS). Analysis of forage quality*. United States Department of Agriculture (USDA), Agricultural Research Service, Agriculture Handbook n° 643, 95 pp.
- NINOT, J., E. CARRILLO, X. FONT, J. CARRERAS, A. FERRE, R. MASALLES, I. SORIANO, J. VIGO. – 2007. Altitude zonation in the Pyrenees. A geobotanic interpretation. *Phytocoenologia*, 37: 371-398.
- PÄRTEL, M., H. BRUUN & M. SAMMUL. 2005. – Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. In: *Integrating Efficient Grassland Farming and Biodiversity*. Estonian Grassland Society, Tartu, Estonia, pp. 1-14.
- ROS, M. & R. FANLO. 2001. – Canvis en la producció i qualitat en pastures de *Festuca eskia* abandonades dins el Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, sector d'Espot. In: *Vª Jornades sobre Recerca al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici*, Ed. Generalitat de Catalunya. Lleida (España), pp. 117-120.
- SHANNON, C.E. & W. WEAVER. 1949. – *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana (U.S.A.), 117 pp.
- WAGNER, H.H., O. WILDIC & K.C. EWALD. 2000. – Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology*, 15 (3): 219-227.

Consecuencias ecológicas y nutritivas de una continua reducción de la carga ganadera en pastos subalpinos: el caso de los pastos de *Festuca eskia* en el Parque Nacional de Aigüestortes (Pirineos españoles)

Rosaria Fanlo¹, Montserrat Ros¹, Benjamin Komac²

1. *Universidad de Lleida. Rovira Roure 191. 25198 Lleida (España). E-mail: fanlo@pvcf.udl.es. Autor para la correspondencia*
2. *Andorre Recerca + Innovació Av. Rocafort, 21-23. Sant Julià de Lòria (Andorra)*

RESUMEN

Desde mediados del siglo pasado, el abandono del uso pastoral es una de las amenazas en las zonas de alta montaña de Europa. Desde hace siglos las comunidades de pastos han sido utilizadas por el ganado, y aunque sean comunidades seminaturales, mantenían una buena estabilidad entre su diversidad, su calidad forrajera y producción, dándoles estas características un valor excepcional (reservorios de biodiversidad, forraje barato para la época estival, protección frente a la erosión, turismo, etc.). Sin embargo, este valor solo puede conservarse (dado su carácter seminatural) si se mantiene la gestión del pastoreo. En este trabajo se muestra el efecto, a lo largo de cinco años de muestreo, de la reducción paulatina de la carga ganadera soportada (de 0,72 a 0,18 UGM.ha⁻¹) en pastos subalpinos de *Festuca eskia* del PN de Aigüestortes (Pirineos españoles), sobre diferentes características del sistema. Los resultados muestran que, mientras la carga ganadera disminuye, se produce un aumento de riqueza específica (S, 13,4 vs 18,2), índice de Shannon (1,99 vs 2,13), número de forbias no leguminosas (7,1 vs 11,4) y porcentaje de cobertura de la vegetación (90,8 a 95,5). Simultáneamente, la calidad del forraje (medida mediante el método florístico del Valor Pastoral, el contenido de proteína bruta, de grasa y de fósforo en la materia seca) disminuye en el mismo periodo.

Palabras clave: pastos alpino, calidad forrajera, abandono del pastoreo, diversidad vegetal, Pirineos

Conséquences écologiques et nutritives d'une réduction continue de la charge pastorale dans des pâturages sous-alpins : le cas des pâturages de *Festuca eskia* dans le Parc National d'Aigüestortes (Pyrénées espagnoles)

RÉSUMÉ

Depuis le milieu du siècle dernier, l'abandon de l'activité pastorale est l'une des menaces dans les zones de haute montagne de l'Europe. Depuis des siècles ces communautés ont été utilisées par le bétail, et bien que ce soient des communautés semi-naturelles, elles sont assez stables quant à leur diversité, qualité fourragère et production, ce qui leur confère une valeur exceptionnelle. Cependant cette seule valeur peut se conserver (étant donné son caractère semi-naturel) si l'utilisation et la gestion de ces pâturages se maintiennent. Ce travail montre l'effet, sur une période d'échantillonnage de cinq ans, de la diminution de la charge pastorale estivale (de 0,72 à 0,18 UBG ha⁻¹) pour différentes caractéristiques du système. Les résultats montrent que, tandis que la charge de pâturage diminue, il se produit une augmentation de la richesse spécifique (S, 13,4 vs 18,2), de l'index de Shannon (1,99 vs 2,13), de la diversité des espèces (7,1 vs 11,4) ainsi que du recouvrement végétal (de 90,8 à 95,5). Simultanément, la qualité fourragère (mesurée grâce à la méthode de la valeur pastorale, le contenu de matières azotées totales, de graisses et de phosphore dans la matière sèche) diminue pour la même période.

Mots-clés : pâturages alpines, qualité fourragère, abandon du pâturage, diversité végétale, Pyrénées

Ecological and nutritive consequences of continuous reduction of grazing pressure in mountain grassland: the case of *Festuca eskia* communities in Aigüestortes National Park (Spanish Pyrenees)

ABSTRACT

From the middle of XX^e century the abandonment of rangelands is the biggest threat in the European high mountain. Since this grassland has been used by means of grazing for many centuries, they are not natural communities *sensu stricto*, but rather stable semi-natural communities.

The value of this grassland is exceptional, in terms of biodiversity reservoirs, chipper and good production with nutritional quality, protection to erosion, amenities, etc. However, such values can only be maintained by keeping the farming activity. In this work we present the effect in grassland of *Festuca eskia* from the Aigüestortes National Park in Spanish Pyrenees, during five years of continuous measurements, of sharp seasonal stoking decrease (0.72 to 0.18 AU·ha⁻¹·year⁻¹). The results show an increase in species richness (S, 13.4 vs 18.2), biodiversity index (Shannon, 1.99 vs 2.13), non-legume forbs (7.1 vs 11.4) and plant coverage (90.8 to 95.5) when stoking rate diminished. Meanwhile, forage quality (measured through Valour Pastoral method, the content in crude protein, fat and phosphorus in the Dry Matter production) diminished in the same period.

Key-words: alpine grassland, forage quality, grazing abandonment, plant diversity, Pyrenees

I. Introducción

Cuando se produce una disminución o aumento de animales en pastoreo en comunidades históricamente utilizadas, se originan cambios en la flora y en la proporción de sus especies; porque la comunidad tiende a re-equilibrarse, viéndose afectadas la diversidad, la proporción de grupos funcionales, la cobertura vegetal, la producción en materia seca y su valor forrajero (STOHLGREEN 2007, TAPPEINER & CERNUSCA 1993). Un equilibrio entre la producción y calidad del forraje y la diversidad del pasto, sólo se consigue con una gestión adecuada. Pero parece difícil proponer medidas de protección de los sistemas naturales mientras los habitantes, gestores de estas zonas, están emigrando. Por lo tanto, es necesario apoyar las actividades agropastorales (POLÁKOVÁ *et al.* 2011). Los ecosistemas europeos han sido utilizados por la población humana desde hace milenios. Por ello, mantienen altas tasas de biodiversidad (HUMPHREY & PATTERSON 2000, LEEUW & BAKKER 1986) y una aceptable producción y calidad forrajera, como en el caso de los pastos pirenaicos de *Festuca eskia*. Sin embargo, los pastos de montaña afrontan serios problemas de conservación con la nueva normativa de la Política Agrícola Común (PAC) (JONES 2011). El abandono de los pastos en zonas montañosas suele comenzar por las zonas más alejadas y peor comunicadas, junto con los procesos de emigración de sus habitantes a las ciudades, o debido al cambio de actividad de la población rural, que dedica más tiempo al sector servicios; mientras que el aumento del número de animales en otros enclaves está ligado a su fácil accesibilidad. Tan malo es el sobrepastoreo (mayor carga ganadera soportada que la admisible) como el subpastoreo (menor carga soportada que admisible) (COURTNEY *et al.* 2001). Esto nos recuerda la máxima de la gestión de los pastos: “el pastoreo mejora los pastos”; siempre y cuando se realice con unas cargas adecuadas y en los periodos favorables.

En términos ecológicos, el pastoreo genera una perturbación continua, producida por el ganado (corte, pisoteo, heces) que limita la competencia de las especies dominantes, y favorece la presencia de espacios que pueden ser colonizados por otras (CHEN *et al.* 2008, COLLINS 1987, COUSINS & ERIKSSON 2002). Para poder entender los cambios que se producen en la vegetación de los pastos en un tiempo determinado, no sólo hay que comprobar las cargas soportadas en cada momento, sino saber con exactitud si están por encima, por debajo o equilibradas con la admisible. Cuando la carga soportada se mantiene igual o próxima a la carga admisible la diversidad específica y la calidad forrajera se mantienen en valores óptimos (BELSEKY 1992, HARTNETT *et al.* 1996, NEGI *et al.*

1993).

Si la carga ganadera soportada se encuentra por encima de la admisible, se produce un sobrepastoreo, mayoritariamente de aquellas especies más palatables para el ganado, pudiendo llegar a su desaparición. Cuando se pasa de un estado de equilibrio a uno de subpastoreo, las especies más competitivas aumentan su presencia en el pasto y disminuye la diversidad de éste. Diferentes autores (BAKKER 1987, COLLINS 1987, RISSER 1988, SMITH & RUSHTON 1994, MCNEELY 1995, FICHER *et al.* 2004) han constatado esta pérdida de diversidad, al abandonar o excluir del pastoreo diferentes tipos de pastos de alta montaña. Del mismo modo, la calidad forrajera se ve afectada en sentido negativo cuando se produce una disminución de la carga ganadera (ARGENTI *et al.* 2000; STAGLIANO *et al.* 2000). Mientras que en los pastos con un pequeño sobrepastoreo, cuando son dejados de pastar, se produce al principio un aumento de su diversidad (DUPRE & DIEKMANN 2001; TRACY & SANDERSON 2000).

El objetivo de este trabajo es demostrar que cuando descende la carga ganadera (por proceso de abandono) en pastos ligeramente sobrepastoreados en ambiente subalpino, se produce un aumento significativo de su biodiversidad (riqueza específica, índice de Shannon, porcentaje de grupos funcionales) y de la cobertura de la vegetación, pero también una disminución de su calidad forrajera.

1. Área de estudio

El trabajo fue realizado en el Parque Nacional de Aigüestortes (España) (42° 35' N, 01° 00' E) entre los años 2002 y 2008. El PN tiene una gran variedad de pastos, entre ellos los de *Festucion eskiae* (E4.3 en la clasificación de hábitats EUNIS [DAVIES & MOSS 1999, RIVAS-MARTÍNEZ *et al.* 2002]) que es uno de los más abundantes con 4.417 ha (11 % de la superficie total del PN; Fig. 1). Como la altitud de la zona muestreada se sitúa a 2.250 m s.n.m., el pastoreo sólo se realiza en verano: de mediados de junio a finales de septiembre. La climatología (piso bioclimático “orotemplado hiperhúmedo”, de acuerdo con la clasificación de RIVAS-MARTÍNEZ *et al.* 2002) no presentó diferencias significativas en la precipitación estival entre los años muestreados, hecho que podría haber influido en el desarrollo de la vegetación; además, es el mes de julio el de mayor temperatura media. La disminución de los rebaños en los últimos años ha generado una reducción de la carga ganadera soportada, de 0,72 UGM·ha⁻¹ en 2000 a 0,18 UGM·ha⁻¹ en 2008. La relación entre la carga inicial soportada (0,72 UGM·ha⁻¹) y la admisible (0,68 UGM·ha⁻¹) en ese momento, nos indica un estado de ligero sobrepastoreo en la comunidad vegetal.

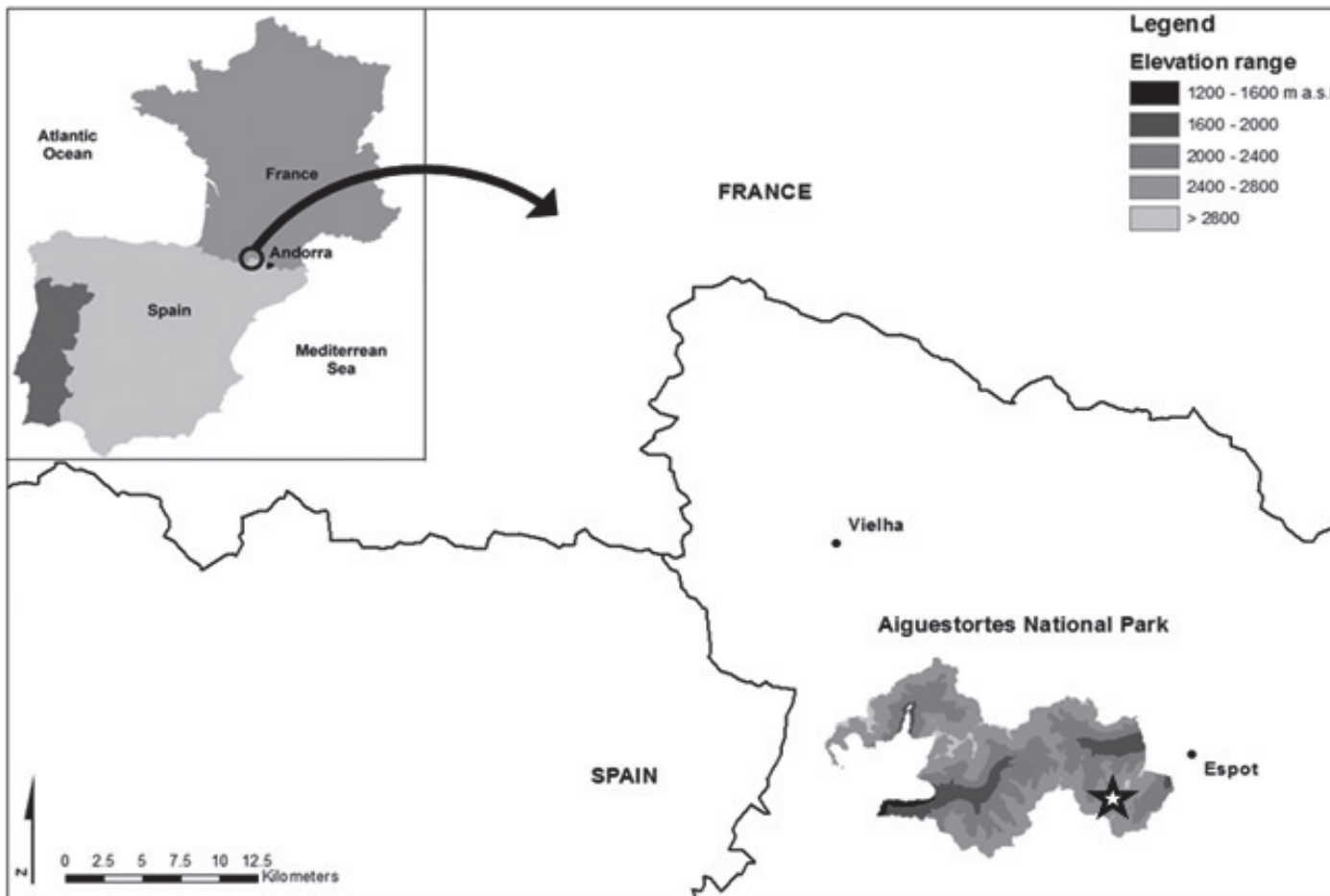


Fig. 1. Localización de la zona de estudio (☆)

2. Diseño del muestreo

Una parcela de exclusión de 12 m x 10 m se estableció en una zona de pasto homogéneo de *Festuca eskia* en junio del 2002. La exclusión estaba diseñada con cuatro grupos de 16 parcelas (de 1 m x 0,5 m) para medidas de producción y análisis bromatológico; se dejó un pasillo central de 10 x 2 m para estudiar la composición florística, y las correspondientes zonas tampón para evitar efectos borde (Fig. 2). Cada quince días (desde junio a octubre) se cortaban a ras del suelo cuatro muestras de vegetación de 1 m x 0,5 m de forma aleatoria. Al mismo tiempo, y mediante el método del “point quadrat” se realizaban 2 transectos de 100 puntos (1 punto cada 20 cm) (GODALL 1953) para las medidas florísticas. La contribución específica se calculó de acuerdo al método de Daget-Poissonet (DAGET & POISSONET 1971). Además se obtuvieron la proporción de grupos funcionales (gramíneas + graminoides, leguminosas y otras especies) y de suelo desnudo. La exclusión se desplazaba de sitio cada año, dentro de la misma zona, para evitar la repetición sobre muestreos anteriores y captar el efecto de la disminución de la carga ganadera soportada. Las muestras de hierba para producción y análisis se secaron, en estufa de aire forzado a 60°C, hasta peso constante. Una vez secas se molían y tamizaban con una malla de 1 mm y se analizaban mediante NIRS (MARTEN *et al.* 1985), para calcular el porcentaje de la proteína bruta (PB), grasas (EE) y fósforo

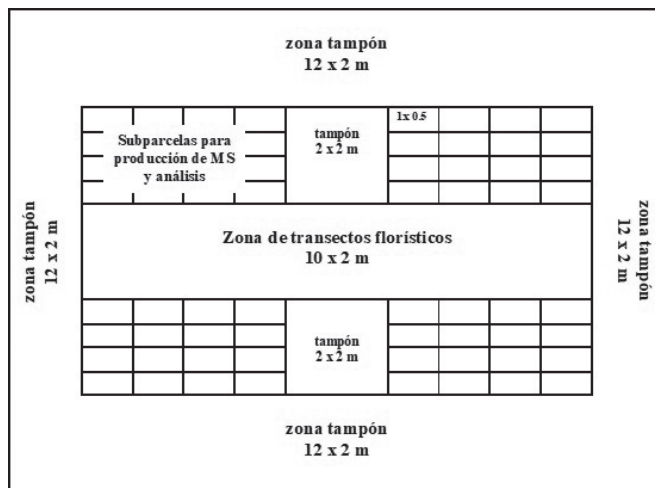


Fig. 2. Diseño de la parcela de muestreo

(P) en la materia seca. Los análisis se realizaron en laboratorio agroalimentario del IRTA de Cabrils (Catalan Agrofood laboratory, número de acreditación 157/LE309).

3. Análisis de los datos

Los datos de todos los transectos (40) se utilizaron para calcular los valores de diversidad (con el programa BIODIV; BAEV & PENEV 1995) y el índice de calidad “Valor Pastoral”.

Año de muestreo		1°	2°	3°	4°	5°
Carga ganadera soportada UGM/ha-año		0,72	0,60	0,50	0,21	0,18
Diversidad						
Riqueza específica (S)	F (4,35) 12,25**	13,40±1,89c	11,80±1,93d	14,33±1,4c	16,83±1,51b	18,20±2,38a
Índice de Shannon-Weber (H')	F (4,35) 8,29*	1,99±0,19b	1,82±0,20c	1,84±0,11c	2,26±0,15a	2,13±0,11a
Índice de dominancia de Berguer Parker (d)	F (4,35) 20,98**	0,37±0,05a	0,40±0,06a	0,47±0,02b	0,28±0,03c	0,28±0,03c
Composición florística						
Gramíneas y gramínoideas	F (4,35) 1,19	6,30±0,67	5,70±0,48	6,22±0,83	6,00±0,63	6,00±0,70
Leguminosas	F (4,35) 14,08**	0,00	0,90±0,31a	0,88±0,33a	0,16±0,40b	0,60±0,54a
Forbias no leguminosas	F (4,35) 17,19 **	7,10±1,66a	5,0±1,63b	7,22±0,97a	10,66±2,06c	11,40±2,07c

Tabla 1. Resultados de la ANOVA para la diversidad florística (S: riqueza específica; H': índice de Shannon; d: índice de dominancia de Berguer-Parker) y del número medio de especies por transecto de los grupos de especies (gramíneas y gramínoideas; leguminosas; y forbias no leguminosas), durante los cinco años muestreados. Se indica la carga ganadera soportada cada año de muestreo en unidades de ganado mayor (UGM) por hectárea y año. Valores de la misma fila seguidos de diferente letra son significativamente diferentes para $P \leq 0,05$ (LSD Test).

Año de muestreo		1°	2°	3°	4°	5°
Carga ganadera soportada (UGM/ha-año)		0,72	0,60	0,50	0,21	0,18
Calidad forrajera						
Valor Pastoral (rango: 0-100)	F(4,35) 33,82 ***	19,676±2,36a	14,653±3,59b	10,455±2,77c	9,365±0,69c	5,384±0,80d
Proteína bruta PB (% en MS)	F (4,145) 37,46***	9,278±1,68a	7,265±1,26b	6,057±0,66cd	6,192±1,64cd	5,575±0,78c
Producción en MS (kg-ha-1)						
Producción en MS (kg-ha-1)	F (4,145) 14,63**	4147,76±1392,19a	2125,23±703,79b	1509,12±404,16b	1944,07±892,62b	1283,44±245,38b
Pluviosidad total en el periodo (mm)		283	244	249,5	196,1	220,4
Temperatura media en el periodo (°C)	F(4,20) 0,08	17,36	16,48	16,52	16,6	16,28
Fósforo P (% en MS)						
Fósforo P (% en MS)	F (4,145) 36,39 ***	0,162±0,04 a	0,126±0,02b	0,092±0,01c	0,102±0,02c	0,070±0,01d
Grasa EE (% en MS)						
Grasa EE (% en MS)	F(4,145) 125,85 ***	2,97±0,29a	2,66±0,37b	1,69±0,33c	1,34±0,43d	1,18±0,23e
Suelo sin vegetación (%)						
Suelo sin vegetación (%)	F(4,35) 1,78	9,12±6,01	8,82±4,00	6,10±2,12	5,55±4,36	4,51±2,25

Tabla 2. Resultados de la ANOVA para la calidad forrajera de los pastos de Festuca eskia (Valor Pastoral, método florístico, y porcentaje de proteína bruta PB, grasa EE y fósforo P en la MS); porcentaje del suelo desnudo y producción en materia seca (MS). Se indica la precipitación en el periodo de crecimiento y la temperatura media. Valores de la misma fila seguidos de diferente letra son significativamente diferentes para $P \leq 0.05$ (LSD Test).

Los valores de producción en materia seca (152 muestras) y los correspondientes de los análisis bromatológicos (152), junto con los de diversidad y valor pastoral, previamente normalizados, se analizaron usando ANOVA multifactorial. Luego, se compararon las Diferencias Significativas Mínimas (L.S.D.) con el restrictivo test de Scheffé ($P < 0,05$) para la comparación de medias; todo con el programa Statistica 6.0 (StatSoft 1995).

II. Resultados y Discusión

1. Biodiversidad y composición florística

Se calcularon cuatro índices: S, número de especies o riqueza específica; H', índice de Shannon; E, equitabilidad de Pielou; y d, índice de dominancia de Berger-Parker; para entender la estructura de la comunidad. Los tres primeros (S, H' y E) aumentaron su valor al ir reduciendo la carga ganadera, mientras que el índice de dominancia de Berguer-

Parker disminuyó, como cabía esperar. La Tabla 1 muestra los diferentes valores a lo largo de los años de muestreo. Los resultados concuerdan con los de GARBYAL *et al.* (2005) para pastos del valle de Darma (Himalayas) en situación de sobrepastoreo por ovejas, que aumentaron su diversidad al reducir el número de animales. Y aunque otros autores (MIDDLETON *et al.* 2006, DOLEK & GEYER 2002) observan una reducción de diversidad al disminuir el número de animales, la comparación es difícil ya que no se indica claramente el estado inicial del pasto (sobrepastoreado o no). Las variaciones de los grupos funcionales presentaron situaciones diferentes entre ellos: no hubo variación significativa en las gramíneas + graminoides, aumentó significativamente el número de forbias por transecto y variaron, sin un patrón determinado, las leguminosas.

2. Producción en materia seca (MS) y Calidad forrajera de la hierba

El valor de producción en materia seca (MS) fue significativamente más alto el primer año que el resto (Tabla 2). Esto se debe a la precipitación durante el periodo de crecimiento en ese año, ya que en zonas de alta montaña la producción está totalmente ligada a la precipitación y a la temperatura media correspondiente a dicho periodo, aunque en nuestro caso, esta última no fuera significativamente diferente entre años. Los valores de MS obtenidos son similares a los de otros pastos del mismo tipo en zonas de los Pirineos andorranos (DOMENECH *et al.* 2006).

La calidad forrajera de la hierba se midió mediante dos métodos, uno basado en la composición florística (Valor Pastoral de Daget-Poissonet) y otro analítico (NIRS) en el que se valoró el contenido en proteína bruta, grasas y fósforo. Según el Valor Pastoral, nuestra hierba no sólo tiene un valor bajo de calidad (media de 11,9/100) durante todos los años muestreados; debido a que son muy abundantes las especies de bajo índice de calidad (1 a 3, sobre un máximo de 5, y muchas tiene valor 0), sino que además lo pierde de forma continua al disminuir la carga ganadera. Son los pastos del PN con menor Valor Pastoral, incluso menos que los de *Nardus stricta* (tradicionalmente pastos pobres), que llegan a valores cercanos a 40/100 (FANLO *et al.* 2000). Los resultados del análisis NIRS también muestran un descenso continuo en la calidad, ya que la proteína cruda, las grasas y el fósforo disminuyen al reducirse el número de animales en pastoreo.

3. Cobertura de la vegetación/proporción de suelo desnudo

La vegetación muestra una tendencia a incrementar su cobertura (o disminuye el suelo desnudo) a lo largo de los años, aunque no sean valores significativos. Este efecto se debe a que el ganado controlaba el crecimiento expansivo de las macollas y depredaba las forbias más palatables; y al pisoteo, cuando las cargas soportadas eran mayores.

III. Discusión general

La biodiversidad específica de estos pastos aumenta al disminuir la carga ganadera durante los primeros cinco años, y varía la cantidad de especies de los grupos funcionales, mientras que la hierba sigue un proceso de pérdida de su

valor forrajero. Estos resultados hay que enmarcarlos en un proceso de variación de cargas ganaderas; pasando de pastos sobrepastoreados a pastos equilibrados e incluso subpastoreados; variable que casi ningún autor ha tenido en cuenta hasta ahora. Si nos atenemos a los modelos de MILCHUNAS *et al.* (1988) que relacionan los valores de diversidad con la “intensidad del pastoreo” nuestro caso pertenecería al modelo calificado de “larga historia de pastoreo y buenos recursos”, pero resulta difícil situar estos pastos de *Festuca eskia* en el punto apropiado de la curva. Los estudios que comprenden muchos años de seguimiento y esmerados muestreos (STOHLGREN 2007), que sólo hacen referencia al afecto de pastoreo y no a las cargas, muestran variaciones de diversidad oscilantes sin un patrón determinado. Por ello es posible que el aumento de la biodiversidad encontrado durante estos primeros años en estos pastos cambie posteriormente (TILMAN *et al.* 2006) o permanezca estable. Debería establecerse una gestión que permitiera recuperar calidad forrajera sin perder diversidad. Existen distintas experiencias (BAKKER 1987, BOKDAM & GLEICHMAN 2000, GIBSON *et al.* 1987, HUMPHREY & PATTERSON 2000, ÖCKINGER *et al.* 2006) que consiguieron recuperar diversidad aumentando la carga ganadera en pastos abandonados; pero no hay datos sobre la recuperación de calidad forrajera que no estén ligados a resiembras de buenas especies.

Otro aspecto a tener en cuenta es que los cambios en la flora de los pastos también inciden en el reparto de la biomasa vegetal bajo y sobre el suelo, y en el reparto de C y N en los componentes de la planta y en el suelo del pasto (ALTIMIR *et al.* 2008). Así mismo, los cambios en la composición de la flora implican modificaciones en la diversidad animal (DI GIULIO *et al.* 2001, WARREN & BOURN 1996).

La solución del problema radica en conseguir un manejo que penalice lo menos posible a las tres variables más importantes de estos sistemas: diversidad, calidad y producción; y realizarlo mediante un ajuste de cargas. Aunque llevar ganado a las zonas abandonadas o con baja carga ganadera para recuperarlas, o disminuirlo de forma temporal, solo sería posible si existe una compensación para los ganaderos (OSTERMANN 1998), esto permitiría una retroalimentación entre usos pastorales y medidas de conservación ambiental (BEAUFOY 1998).

AGRADECIMIENTOS

Parte de este trabajo fue realizado en el marco del proyecto CICYT-PETRI 01-0079-OP.

BIBLIOGRAFÍA

- ALTIMIR, N., E. SOY-MASSONI, J. GARCIA-PAUSAS & M.T. SEBASTIÀ. 2008. – Land-use change in the Pyrenees: effect of abandonment on the C and N distribution of mountain grasslands. *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 10: EGU2008-A-08205.
- ARGENTI, G., S. SABATINI, N. STAGLIANO & P. TALAMUCCI. – 2000. Vegetazione prato-pascoliva infraforestale e biodiversità di un'area alpina orientale. *S.I.S.E.F. Atti* 2: 267-272.

- BAEV, P.V. & L.D. PENEV. – 1990. BIODIV: a program for calculating Biological Diversity Parameters, Similarity, Niche Overlap and Cluster Analysis. Version 4.1. Sofia.
- BAKKER, J.P. 1987. – Grazing as a management tool in the restoration of species-rich grasslands. *Proceedings of the Koninklijke Akademie Van Wetenschappen*. Series C, 90: 403-429.
- BEAUFOY, G. 1998. – The EU Habitats Directive in Spain: can it contribute effectively to the conservation of extensive agro-ecosystems?. *Journal of Applied Ecology*, 35: 974-978.
- BELSEKY, A.J. 1992. – Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *Journal of Vegetation Science*, 3: 187-200.
- BOKDAM, J., J.M. & GLEICHMAN. 2000. – Effects of grazing by free-ranging cattle on vegetation dynamics in a continental north-west European heathland. *Journal of Applied Ecology*, 37: 415-431.
- CHEN, J., Y. YAMURA, Y. HORI, M. SHIYOMI, T. YASUDA, H. ZHOU, Y. LI & Y. TANG. – 2008. Small-scale species richness and its spatial variation in an alpine meadow on the Qinghai-Tibet Plateau. *Ecological Research*, 23: 657-663.
- COLLINS, S.L. 1987. – Interaction of disturbance in tallgrass prairie: a field experiment. *Ecology*, 68 (5): 1243-1250.
- COURTNEY, D., D.R. CHADWICK, D. CHAPPLE, C.J. DULLER, B. EVANS, A. FYCHAN, R. JONES, C. MARLEY, H. MCCALMAN, B. MCLEAN, C. MIDDLEMASS, C. MINTER, C.T. MORGAN, & J.R.B. TALLOWIN. 2001. – *Managing grassland on farms affected by foot and mouth*. Department for Environment, Food and Rural Affairs (MAFF Final Working Group Report 2001), 32 pp.
- COUSINS, S.A. & O. ERIKSSON. 2002. – The influence of management history and habitat on plant species richness in a rural hemiboreal landscape, Sweden. *Landscape ecology*, 17(6): 517-529.
- DAGET, PH., & J. POISSONNET. 1971. – Une méthode d'analyse des prairies. *Annales d'Agronomie*, 22 (1) : 5-41.
- DAVIES, C.E. & D. MOSS. 2002. – *EUNIS habitat classification 2001 work programme final report*. European Environmental Agency. European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, Paris, 125 pp.
- DI GIULIO, M., P.J. EDWARDS & E. MEISTER. 2001. – Enhancing insect diversity in agricultural grassland: the roles of management and landscape structure. *Journal of Applied Ecology*, 38: 310-319.
- DOLEK, M. & A. GEYER. 2002. – Conserving biodiversity on calcareous grasslands in the Franconian Jura by grazing: a comprehensive approach. *Biological Conservation*, 104 (3): 351-360.
- DOMENECH, M., C. PÉREZ & R. FANLO. 2006. – Diversidad vegetal y calidad forrajera de los pastos supraforestales del valle del Madriu-Perafita-Claror (principado de Andorra). *Pastos*, XXXV (2): 27-36.
- DUPRE, C. & M. DIEKMANN. 2001. – Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. *Ecography*, 24 (3): 275-286.
- FANLO, R., A. GARCIA & D. SANUY. 2000. – Influencia de los cambios de la carga ganadera sobre los pastos de *Nardus stricta* en el PN de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. *Proceedings of the 3rd Iberian Meeting of Grasslands and Forages*. Bragança – A Coruña, pp. 117-120.
- FICHER, M., J. STÖCKLIN, A. WEYAND & K. MAURER. 2004. – Cultural and biological diversity of grasslands in the Swiss Alps. *Proceedings of the 20th General Meeting of the EGF*. Luzern, pp. 293-295.
- GARBYAL, S.S., K.K. AGGARWAL & C.R. BABU. 2005. – Return of biodiversity in Darma valley, Dharchula Himalayas, Uttaranchal, North India following fortuitous changes in traditional lifestyle of the local inhabitants. *Current Science*, 88 (5): 722-725.
- GIBSON, C.W.D, T.A. WATT & V.K. BROWN. 1987. – The use of sheep grazing to recreate species-rich grassland from abandoned arable land. *Biological Conservation*, 42: 165-183.
- GODALL, D.W. 1953. – Point quadrat methods for analysis of vegetation. *Australian Journal of Botanic*, 1: 457-461.
- HARTNETT, D.C., K.R. HICKMAM & L.E.F. WALTER. 1996. – Effects of bison grazing, fire and topography on floristic diversity in tallgrass prairie. *Journal of Range Management*. 49: 413-420.
- HUMPHREY, J. W. & G.S. PATTERSON. 2000. – Effects of late summer cattle grazing on the diversity of riparian pasture vegetation in an upland conifer forest. *Journal of Applied Ecology*, 37: 986-996.
- JONES, G. 2011. – HNV farming and permanent pasture- the gap between EU rules and reality. *La Cañada*, 26: 1-3.
- LEEuw, J. & J.P. BAKKER. 1986. – Sheep-grazing with different foraging efficiencies in a Dutch mixed grassland. *Journal of Applied Ecology*, 23:781-793.
- MARTEN, G.C., J.S. SHENK & F.E. BARTON (Eds). 1985. – *Near infrared reflectance spectroscopy (NIRS). Analysis of forage quality*. United States Department of Agriculture (USDA), Agricultural Research Service, Agriculture Handbook n°643, 95 pp.
- MCNEALY, J.A. 1995. – How traditional agro-ecosystems can contribute to conserving biodiversity. In: Halladay, P. and D.A. Gilmour (Eds), *Conserving Biodiversity Outside Protected Areas: The role of traditional agro-ecosystems*. Gland and Cambridge, 228 pp.
- MILCHUNAS, D.G., O. SALA & W.K. LAUENROTH. 1988. – A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist*, 132: 87-106.
- MIDDLETON, B.A., B. HOLSTEN & R. VAN DIGGELEN. 2006. – Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. *Applied Vegetation Science*, 9 (2): 307-316.
- NEGI, G.C.S., H.C. RIKHARI, J. RAM & S.P. SINGH. 1993. – Foraging niche characteristics of horses, sheep, and goats in an alpine meadow of the Indian Central Himalaya. *Journal of Applied Ecology*, 30: 383-394.
- ÖCKINGER, E., A.K. RIKSSON & H.G. SMITH. 2006. – Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation*, 133: 291-300.
- OSTERMANN, O. P. 1998. – The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology*, 35: 968-973.
- POLÁKOVÁ, J., G. TUCKER, K. HART, J. DWYER & M. RAYMENT. – Addressing biodiversity and habitat preservation through Measures applied under the Common Agricultural Policy. Report Prepared for DG Agriculture and Rural Development, Contract No. 30-CE-0388497/00-44. Institute for European Environmental Policy: London, 313 pp.
- RISSEr, P.G. 1988. – Diversity in and among grasslands. In: Wilson, E.O. (Ed.) *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, pp. 176-180.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., T.E. DÍAZ, F. FÉRNANDEZ-GONZÁLEZ, J. IZCO, J. LOIDI, M. LOUSA & A. PENAS. 2002. – Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomic checklist of 2001. *Itineraria Geobotanica*, 15 (2): 433-922.
- SMITH, R.S. & S.P. & RUSHTON. 1994. – The effects of grazing management on the vegetation of mesotrophic (meadow) grassland in Northern England. *Journal of Applied Ecology*, 31: 13-24.

- Statsoft. 1995. – *Statistica*. CD + 3 volumes. 2618 pp. StatSoft, Inc. 2325 East 13th Street, Tulsa.
- STAGLIANO, N., G. ARGENTI, A. PARDINI S. SABATINI & P. TALAMUCCI. 2000. – Ipotesi gestionali di pascoli alpini attraverso utilizzazioni minimali per la conservazione delle risorse. *Rivista di Agronomia*, 34: 191-195.
- STOHLGREN, T. J. 2007. – *Measuring plant diversity: lessons from the field*. Oxford University Press. 390 pp.
- TAPPEINER, U. & A. CERNUSCA. 1993. – Alpine meadows and pastures after abandonment. *Pirineos*, 141-142: 97-118.
- TILMAN, D., P.B. REICH & J.M.H. KNOP. 2006. – Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature*, 441: 629-632.
- TRACY, B.F. & M.A. SANDERSON. 2000. – Patterns of plant species richness in pasture lands of the northeast United States. *Plant Ecology*, 149: 169–180.
- WARREN, S., & N.A.D. BOURN. 1996. – The impact of grassland management on threatened butterflies. In: Sheldrick, R. D. (Eds) *Grassland management in Environmentally Sensitive Areas*. British Grassland Society Occasional Symposium n°32. Arrowhead Books, Reading, pp. 138-143.

Paysage et évolution de la ressource végétale mellifère : étude diachronique en secteur de moyenne montagne (vallée de la Ballongue – Ariège & Haute-Garonne)

Gérard Briane

*Laboratoire GEODE - UMR 5602 CNRS (Géographie de l'Environnement), Université de Toulouse-Le Mirail,
Maison de la Recherche, 5 Allées Antonio Machado, F-31058 TOULOUSE Cedex.
Correspondance E-mail : briane@univ-tlse2.fr*

RÉSUMÉ

Les menaces qui pèsent sur les abeilles et les insectes pollinisateurs sont devenues au fil du temps des problématiques environnementales majeures. Il s'agit d'évaluer comment et dans quelle mesure les transformations du paysage ont une influence sur la ressource mellifère dans un milieu naturel. Concrètement, cela se traduit par l'analyse des structures paysagères et de leurs évolutions entre 1993 et 2012.

Cette étude se situe dans une vallée pyrénéenne de moyenne montagne : la vallée de la Ballongue (Ariège/Haute-Garonne). L'intérêt est de voir si les milieux semi-naturels et naturels sont effectivement des zones refuges pour l'abeille domestique. En d'autres termes, il s'agit de voir si le recul de la pression anthropique a un effet (néfaste, bénéfique ou neutre) sur les ressources mellifères dans cette vallée. Contrairement aux zones de grandes cultures pour lesquelles la pression anthropique est importante, le phénomène de déprise est une des principales caractéristiques de cette vallée. Une étude de l'évolution des paysages via la réalisation de cartes de la végétation a été réalisée pour analyser l'évolution de la ressource. Il s'agit de déterminer les milieux qui ont un fort potentiel ainsi que leurs caractéristiques dominantes. Les facteurs de répartition spatio-temporelle de la ressource mellifère sont autant de clés pour mieux saisir les mécanismes actifs dans les différents milieux ainsi que leurs évolutions.

La cartographie s'appuie sur une étude qualitative et quantitative fondée sur des relevés de terrain, notamment par une approche phénologique en fonction des besoins de l'abeille et de la disponibilité de la ressource végétale.

La fragmentation des paysages et leur tendance à l'homogénéisation peuvent être préjudiciables à la diversité des ressources mellifères. La pluralité des structures paysagères demeure néanmoins importante et permet d'éviter les périodes de disettes ou du moins d'en limiter l'ampleur. Cette analyse nous donne des indications sur la situation apicole de la vallée et donne la possibilité d'ouvrir des pistes de réflexion sur la problématique plus large des relations entre les paysages et le développement des ruchers.

La dimension diachronique permet quant à elle de prendre du recul et d'avoir une meilleure connaissance des dynamiques à l'œuvre dans les écosystèmes. Ceci peut permettre de développer des aménagements durables plus favorables aux abeilles et à l'apiculture dans les milieux naturels.

Mots-clés : flore apicole, cartographie, ressource mellifère, évolution des paysages, moyenne montagne, abeilles, Pyrénées.

Landscape and evolution of the melliferous vegetation resource: diachronic analysis in a mid-mountain area (Ballongue valley – Ariège/Haute-Garonne)

ABSTRACT

The threats which hang over bees and insect pollinators have become over time major environmental sets of problems. The aim of this communication is to estimate how and to what extent the transformations of the landscape have an influence on the melliferous resource in a natural environment. Concretely, this is translated by the analysis of the landscape structures and their evolution between 1993 and 2012.

This study is situated in a Pyrenean valley of low mountain range: the Ballongue valley (Ariège & Haute-Garonne). Its interest consists in evaluating if the semi-natural and natural environments are effectively refuge zones for the domestic bee. In other words, it is a question of observing if the reduction of anthropic pressure has an effect (fatal, beneficial or neutral) on the melliferous resources in this valley. Contrary to the zones of arable crops for which the anthropic pressure is important, the phenomenon of agricultural decline is one of the main characteristics of this valley. A study of the landscape evolution via the realization of vegetation maps was realized in order to evaluate the evolution of the resource. It concerns the determination of environments which have a high potential as well as their dominant characteristics. The factors of spatiotemporal distribution of the melliferous resource are just as many keys to seize more efficiently the active mechanisms in the various environments as well as their evolution.

The cartography relies on a qualitative and quantitative study based on field surveys, in particular by a phenological approach according to the needs of the bee and to the availability of the vegetation resource.

The fragmentation of the landscapes and their tendency towards a homogenization can be harmful to the diversity of the melliferous resources. This analysis gives us indications onto the apiarian situation of the valley and gives the opportunity of opening lines of approach on the larger set of problems concerning the relationship between landscape and apiarian development.

The diachronic dimension of this study allows standing back and having a better knowledge of the dynamics at work in the ecosystems. This might allow development of sustainable managements more favourable to bees and to beekeeping in the natural environment.

Key words: bee flora, cartography, melliferous resources, landscape evolution, mid-mountain, bees, Pyrenees.

Paisaje y evolución del recurso vegetal melífero : análisis diacronico en la zona de la montaña media (valle de la Ballongue – Ariège & Haute Garonne)

RESUMEN

Las amenazas que pesan sobre las abejas y los insectos polinizadores se han vuleto con el tiempo problemáticas ambientales mayores. El objetivo de esta conferencia es evaluar cómo y en qué medida las transformaciones del paisaje influyen sobre el recurso melífero en un ambiente natural. Concretamente, este se traduce por el análisis de las estructuras paisajísticas y de sus evoluciones entre 1993 y 2012.

Este estudio se sitúa en un valle pirenaico de montaña media: el valle de la Ballongue (Ariège/Haute Garonne). El objetivo principal es ver si efectivamente los hábitats naturales y semi-naturales son zonas refugio para la abeja doméstica. En otros términos, se trata de ver si la disminución de la presión antrópica tiene un efecto (negativo, positivo o neutro) en los recursos melíferos de este valle. A diferencia de las zonas de grandes cultivos en la que la presión humana es grande, el fenómeno de abandono es una de las principales características de este valle. Se ha realizado un estudio de la evolución de los paisajes a través de la elaboración de mapas de la vegetación para ver la evolución de los recursos. Se trata de determinar las áreas que tienen un alto potencial y sus características dominantes.

La cartografía se apoya en un estudio cualitativo y cuantitativo basado en estudios de campo, sobretodo marcada por un enfoque fenológico en función de las necesidades de la abeja y de la disponibilidad del recurso vegetal.

La fragmentación de los paisajes y su tendencia a una homogenización pueden perjudicar la diversidad de los recursos melíferos. Sin embargo la pluralidad de las estructuras paisajísticas permanece importante y permite evitar periodos de escasez o por lo menos de limitar la importancia. Este análisis nos da informaciones en cuanto a la situación de la apicultura del valle y ofrece la oportunidad de abrir nuevas vías de reflexión sobre la cuestión más amplia de las relaciones entre los paisajes y el desarrollo de los colmenares.

Esta conferencia, que permite desarrollos tan teóricos como aplicados, es parte de la lógica de mejora de los conocimientos y la valoración de la apicultura. Estos últimos deberían permitir la instalación de nuevos apicultores y poner en evidencia los recursos de un territorio desde la perspectiva de un desarrollo local.

La dimensión diacrónica, a su vez permite retroceder y tener un mejor conocimiento de las dinámicas dentro de los ecosistemas. Eso puede contribuir al desarrollo de una ordenación sostenible más favorable a las abejas y a la apicultura en ambientes naturales.

Palabras clave: flora apícola, cartografía, recursos melíferos, evolución del paisaje, media montaña, abejas, Pirineos.

I. Introduction

Les menaces qui pèsent sur les abeilles et les insectes pollinisateurs sont devenues au fil du temps des problématiques environnementales majeures. L'objectif de cet article est d'évaluer comment et dans quelle mesure les transformations du paysage ont une influence sur la ressource mellifère dans un milieu naturel (ADAM 2009, BRIANE & CABROL 1986). Concrètement, cela se traduit par l'analyse et l'étude de l'évolution des structures paysagères entre 1993 et 2012 (BRIANE 1993, JATON 2011).

Le secteur étudié se situe dans une vallée pyrénéenne de moyenne montagne : la vallée de la Ballongue (Ariège & Haute-Garonne). L'intérêt est de voir si les milieux semi-naturels et naturels sont effectivement des zones refuges pour l'abeille domestique. En d'autres termes, il s'agit de voir si le recul de la pression anthropique a un effet (néfaste, bénéfique ou neutre) sur les ressources mellifères dans cette vallée. Contrairement aux zones de grandes cultures pour lesquelles la pression anthropique est importante, le phénomène de déprise est une des principales caractéristiques de cette vallée. La cartographie de l'évolution des paysages végétaux permet de comprendre l'évolution de la ressource. Il s'agit de déterminer les milieux qui ont un fort potentiel mellifère.

La cartographie s'appuiera sur une étude qualitative et quantitative fondée sur des relevés de terrain, notamment par une approche phénologique en fonction des besoins de l'abeille et de la disponibilité de la ressource végétale. Par ailleurs, on s'appuiera également sur l'analyse multivariée, des données combinées aux informations géographiques stationnelles.

Malgré la tendance à l'homogénéisation des paysages qui peut être préjudiciable à la diversité des ressources mellifères, la pluralité des structures paysagères demeure néanmoins importante et permet d'éviter les périodes de disettes ou du moins d'en limiter l'ampleur. Cette analyse nous donne des indications sur la situation apicole de la vallée et donne la possibilité d'ouvrir des pistes de réflexion sur la problématique plus large des relations entre les paysages et le développement des ruchers.

II. Évaluation du potentiel mellifère forestier à travers l'exemple de la vallée de la Ballongue

La connaissance des ressources mellifères passe par un inventaire des espèces de la flore apicole ; on a ainsi noté l'époque et la durée de floraison, leur localisation au sein des formations végétales, leur abondance, leur attractivité et leur intérêt mellifère (nectar, pollen, miellat, propolis...).

La ressource mellifère s'organise à la fois dans l'espace et en fonction des différentes strates (herbacée, arbustive, arborescente...), mais aussi en fonction de la phénologie (floraison) et du cycle des abeilles (besoins importants en pollen en début de saison pour l'élevage du couvain) (BRIANE 1993, JATON 2011, 2012).

La vallée de la Ballongue, dans les Pyrénées centrales (Ariège et Haute-Garonne) est un bon exemple pour comprendre l'évolution de la ressource mellifère au fil d'une année. De plus, nous pouvons aussi étudier l'évolution spatiale d'une ressource forestière de moyenne montagne sur un pas de temps de 20 ans. Elle est très diversifiée au niveau de ces milieux qui vont de l'étage collinéen à l'étage subalpin (2200 m).

Parmi les principales espèces, on peut citer en fonction de la phénologie de la ressource :

Les espèces de fin d'hiver (février/mars) qui permettent le démarrage du couvain. Ce sont le plus souvent des espèces d'arbres ou d'arbustes d'écotones ou situées en lisières de forêts. C'est le cas du noisetier (*Corylus avellana* L.) ou du buis (*Buxus sempervirens* L.) qui apportent du pollen, le saule (*Salix* spp.) qui fournit nectar et pollen, l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) ou le tremble (*Populus tremula* L.) fournissent pollen et propolis. Ces espèces sont essentielles à la sortie de l'hivernage de la ruche pour nourrir les premières abeilles dans le démarrage de la colonie.

Les espèces à floraison printanière (avril/mai), plus nombreuses, s'observent dans les prairies (pissenlit et autres composées, trèfles et autres fabacées...), au cœur des bois mixtes : érables (*Acer* spp.), merisier (*Prunus avium* (L.) L.), bourdaine (*Rhamnus frangula* L.), aubépine (*Crataegus monogyna* Jacq.) et apportent des éléments nutritifs pour les jeunes abeilles, notamment du pollen...

Les espèces à floraison estivale (juin/juillet) qui fournissent les principales miellées pour les abeilles. Ce sont des espèces des pelouses et prairies, des milieux arborés issus des recrus ou des bas étages (étage collinéen) : châtaignier (*Castanea sativa* Mill.), tilleul (*Tilia cordata* Mill.), robinier (*Robinia pseudoacacia* L.) et des étages montagnard à subalpin : houx (*Ilex aquifolium* L.), myrtille (*Vaccinium myrtillus* L.), ou rhododendron (*Rhododendron ferrugineum* L.).

Enfin, les espèces du pré-hivernage sont très importantes pour la survie du rucher. Elles sont issues des regains des prairies, des friches et du bord des eaux comme le lierre (*Hedera helix* L.) ou des espèces invasives comme la renouée du Japon (*Reynoutria japonica* Houtt.) et de l'étage subalpin avec les landes à callunes (*Calluna vulgaris* (L.) Hull.).

La quantité, la qualité et les périodes de floraison sont des points cruciaux concernant le potentiel mellifère d'un secteur. Une floraison trop tardive ou trop précoce fragilise le développement des ruchers. Les floraisons connaissent des variations parfois significatives entre deux années, le climat ayant une forte incidence sur elles. L'attractivité des espèces végétales est également une donnée variable, selon les espèces considérées, au niveau intra-spécifique et selon les moments de la journée (BRUNEAU 2006). À partir de ces critères, il est possible d'établir une liste des espèces végétales clés du point de vue du potentiel mellifère. On a ainsi pu recenser plus de

200 espèces mellifères pour un rayon d'une quinzaine de kilomètres. Nous nous appuyons sur les cartes de répartition de végétation (et/ou ressource mellifère) et sur le suivi des périodes de floraisons.

Pour attribuer les valeurs de productions de nectar, pollen, miellat et propolis, nous nous sommes appuyés sur des données bibliographiques (CRANE *et al.* 1984, CRANE 1979, BRIANE 1993, POTTS *et al.* 2010, BRUNEAU 2006, DOUTEAU & CHARME, 2010) ainsi que sur des bases de données informatiques de Tela Botanica et celles de l'INRA (station du Magneraud).

L'objectif est d'avoir une idée du potentiel mellifère des différents milieux au sein de la zone en y incluant la phénologie des plantes.

III. Les principales dynamiques de la végétation dans la vallée de la Ballongue

Pour avoir une idée de l'évolution de la répartition et des surfaces qu'occupent les milieux étudiés sur près des 9000 ha de la Ballongue, nous nous basons sur la carte de la végétation réalisée en 1993 (BRIANE 1993) et sur la carte de la végétation de 2011 (JATON 2011) en se fondant sur des relevés de terrains couplés à la photo-interprétation.

Une première évaluation montre que la superficie des milieux entretenus a tendance à se réduire considérablement (de 1435 hectares en 1993 à 1090 en 2011, Fig. 1). Ce sont les milieux ouverts et notamment les prairies qui contribuent le plus largement à cette baisse (-524 hectares sur la période étudiée) tandis que la surface des plantations de conifères augmente (+ 25 hectares) de même que les habitats avec les jardins (+ 56 hectares). Les milieux en voie d'abandon dans les zones intermédiaires connaissent le plus net recul (de 1478 hectares en 1993 à environ 465 hectares en 2011) dans la vallée. Ils sont difficilement accessibles et la mécanisation est quasiment impossible dans ces zones. Dans cette catégorie des milieux en voie d'abandon, les friches ont connu un net recul au profit des milieux forestiers, notamment la hêtraie avec une hausse de 963 hectares et dans une moindre mesure la chênaie (hausse de 138 hectares). C'est d'ailleurs un fait inquiétant compte tenu de la non attractivité de la ressource représentée par la hêtraie et la chênaie.

Les bois mixtes feuillus ainsi que les recrus forestiers sont nettement plus présents puisqu'ils passent d'une superficie d'environ 1070 hectares en 1993 à 1643 hectares en 2011 (Fig. 1). Ils remplacent les taillis de bouleaux (108 hectares en 1993, présence relictuelle en 2011) et les friches hautes (de 354 hectares en 1993 à 323 en 2011). La sapinière naturelle et la ripisylve sont également en recul respectivement de 43 et 59 hectares, suite à plusieurs coupes rases.

Dans la zone montagnarde et sub-alpine, les landes à houx (*Ilex aquifolium*) et à rhododendron (*Rhododendron ferrugineum*) diminuent au profit des bois mixtes feuillus dans les parties les plus basses. Les estives (de 584 hectares en 1993 à 582 en 2011) se maintiennent car la pression pastorale est constante bien que la structure des troupeaux a connu de profondes modifications (Fig. 2).

Les principales dynamiques des paysages dans la vallée sur les trente dernières années se traduisent par une forte

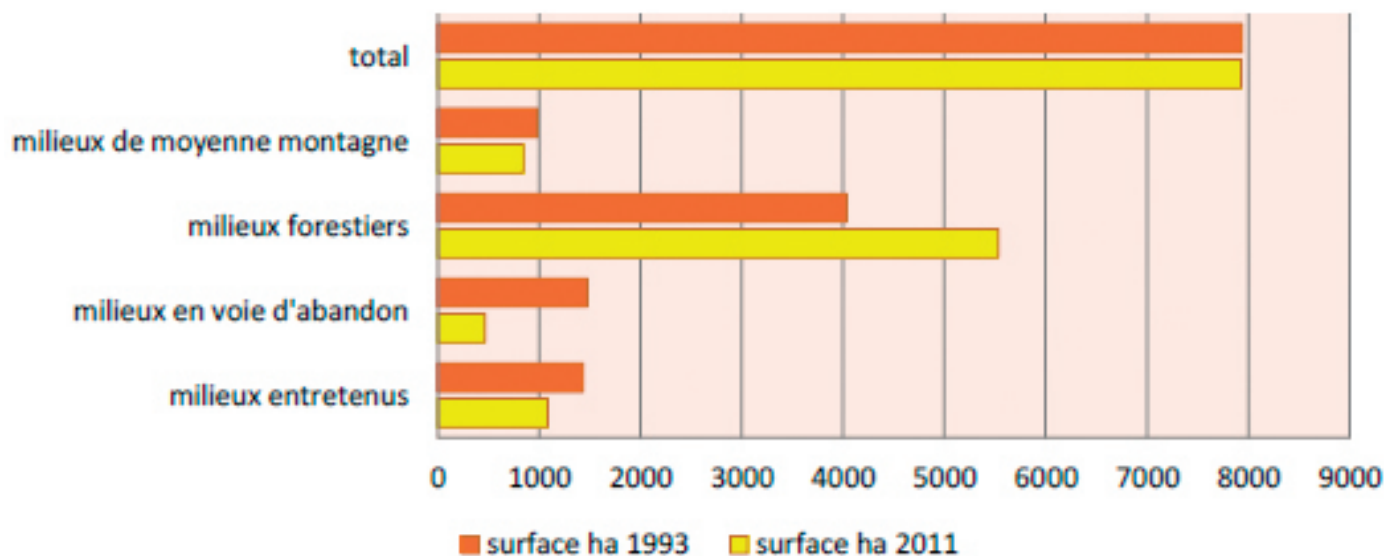


Fig.1. Évolution générale des milieux dans la vallée de la Ballongue entre 1993 et 2011 (JATON 2011).

augmentation des milieux forestiers (+ 1493 hectares) au détriment des milieux ouverts et des milieux en voies d'abandon. Cela est probablement dû aux recrues forestiers. Ces mécanismes contribuent à l'homogénéisation et à la fragmentation des paysages de la vallée. Ceci peut poser un problème quant à la diversité de la ressource mellifère et sa disponibilité au cours des saisons. Ce constat doit cependant être nuancé par le fait que certaines espèces forestières ont un fort potentiel mellifère, notamment les bois mixtes (érables, merisiers, châtaigniers).

En dix-huit ans (1993–2011), la vallée a connu de profondes modifications (Fig. 2). Trois tendances principales sont visibles. La première est le maintien des espaces de moyenne et haute montagne. La deuxième se caractérise par une nette diminution des espaces entretenus et en voie d'abandon de la vallée. A contrario, la superficie des milieux forestiers a fortement augmenté.

Les milieux ouverts n'ont pas tous le même intérêt du point de vue mellifère. Dans notre étude, ce sont les pâturages en voie d'abandon et les prairies fauchées ou pâturées qui attirent notre attention. Dans les deux cas, elles ont des végétaux herbacés attractifs mais ce sont les composantes arbustives (pour les parties de la parcelle qui commence à s'enfricher) et arborées pour les haies qui présentent le plus d'intérêt. Ce sont les écotones qui ont le plus fort potentiel du fait de leur diversité spécifique. Les milieux ouverts sont ceux qui connaissent les plus fortes variations sur un laps de temps court. Les premiers stades de l'enfrichement sont les plus favorables car ils mettent à disposition des ressources variées tout au long de l'année.

Les landes à callune (*Calluna vulgaris*), à rhododendron (*Rhododendron ferrugineum*) et à houx (*Ilex aquifolium*) sont des milieux très importants dans la ressource mellifère. Les floraisons des différentes landes se succèdent à partir du mois de juin avec le rhododendron (*Rhododendron ferrugineum*) et le houx (*Ilex aquifolium*), suivis en période de pré-hivernage de la callune (*Calluna vulgaris*) jusqu'au mois de novembre.

La pratique de la transhumance apicole permet de profiter au mieux de cette ressource d'altitude.

Les milieux forestiers sont les plus nombreux dans la vallée. Certains milieux ont des potentiels très faibles, comme la hêtraie ou les plantations de résineux, ou aléatoire pour les chênaies. Les recrues forestiers et les formations forestières jeunes (pionnières) conservent un fort intérêt du fait de la diversité des essences qui les composent. On y observe notamment le merisier (*Prunus avium*), les érables (*Acer spp.*), le robinier (*Robinia pseudoacacia*), le tilleul (*Tilia cordata*) ou le châtaignier (*Castanea sativa*) qui est ici bien abondant sous forme de taillis. La sapinière peut présenter un potentiel de miel de miellat non négligeable quand les conditions sont favorables.

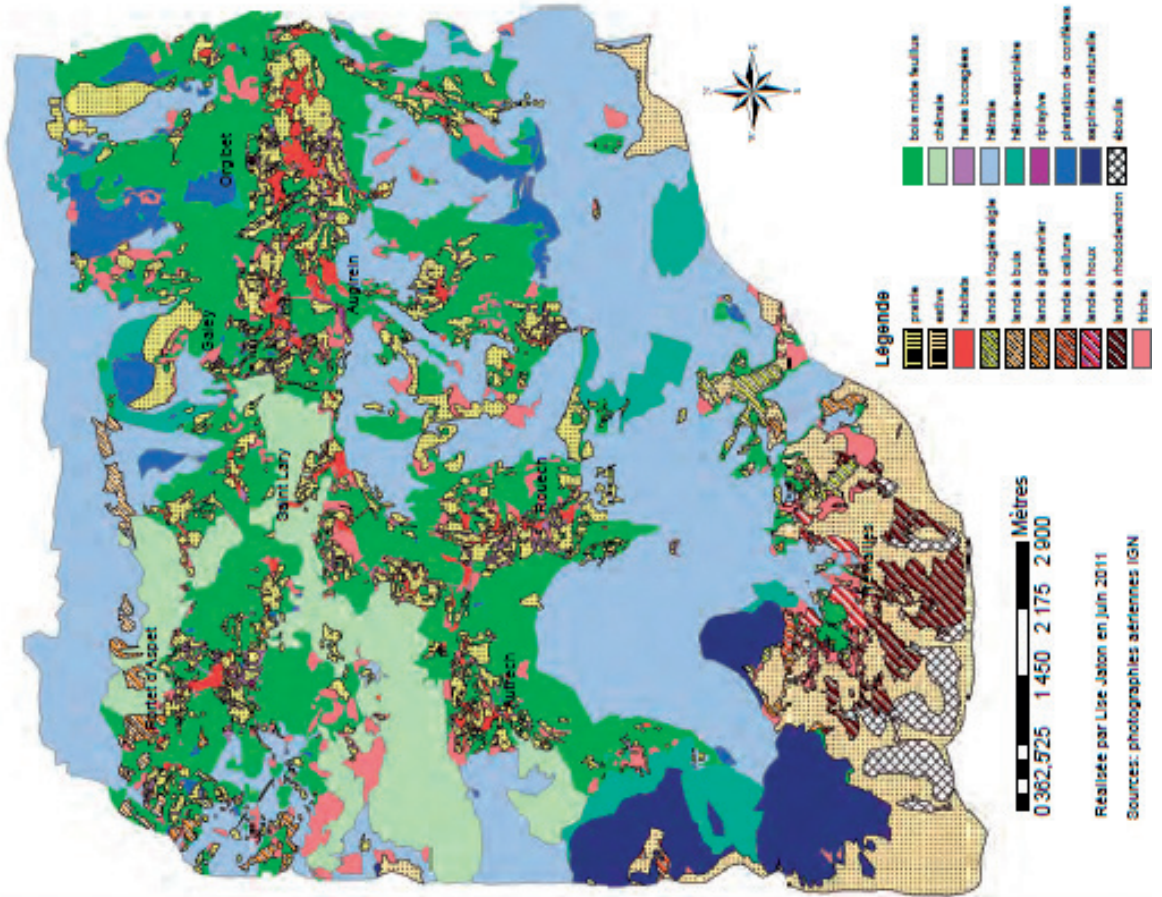
Les cartes de répartition de la végétation entre 1993 et 2011 permettent de visualiser l'évolution des paysages mellifère en Ballongue. On peut ainsi observer que les milieux arborés sont clairement majoritaires. Une distinction doit cependant être faite entre les milieux homogènes, avec une faible diversité végétale, comme les plantations de conifères ou la hêtraie, et ceux très divers comme les recrues forestiers et les bois mixtes de feuillus ou les haies arborées.

Les milieux dominés par les arbustes, comme les landes, sont plus homogènes mais ont souvent un fort potentiel mellifère. Ils se rencontrent essentiellement en altitude. D'autres milieux ont également un fort potentiel mellifère : les friches hautes (ronciers par exemple). Elles correspondent à des milieux intermédiaires qui sont souvent en transition dynamique vers le stade forestier. Les milieux ouverts ont, quant à eux, des faciès très différents. Ceci est le fait des caractéristiques environnementales et des activités humaines qui connaissent parfois de profondes mutations.

IV. Conclusion

Peu de travaux ont été réalisés quant à la répartition de la ressource mellifère en milieux naturels. L'intérêt de mener des études phénologiques et diachroniques sur les évolutions des ressources mellifères est d'avoir un point de comparaison, et

Carte de la végétation de la vallée de la Ballongue en 2011



Carte de la végétation de la vallée de la Ballongue en 1993

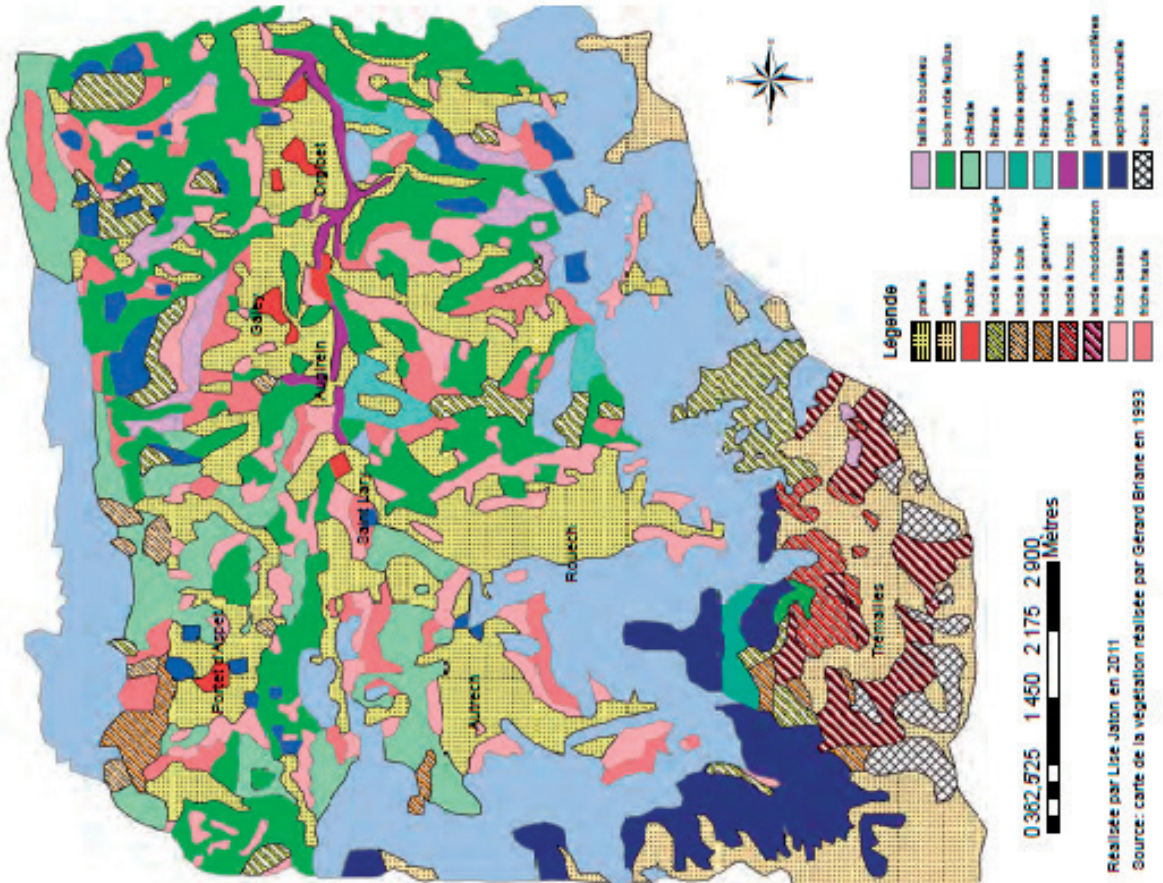


Fig. 2. Évolution de la végétation de la Ballongue de 1993 (figure du haut) à 2011 (figure du bas). Crédit G. Briane & L. Jaton.

d'avoir une vision sur le moyen terme des processus à l'œuvre à différentes échelles spatiales et temporelles dans un secteur de montagne. Cela permet ainsi d'avoir un aperçu des effets des principales modifications du paysage sur la végétation et plus particulièrement sur la ressource mellifère. D'un point de vue économique, cet inventaire de la ressource mellifère pourrait permettre de réaliser une carte du potentiel mellifère et de réaliser des cartes de crus de miels, beaucoup plus valorisant que les miels toutes fleurs.

La fragmentation des paysages et leur tendance à l'homogénéisation peuvent être préjudiciables à la diversité des ressources mellifères (STEFFAN-DEWENTER *et al.* 2002, DECOURTYE *et al.* 2006). La pluralité des structures paysagères demeure néanmoins importante et permet d'éviter les périodes de disettes ou du moins d'en limiter l'ampleur (BRUNEAU 2006). Cette étude nous donne des indications sur la situation apicole de la vallée de la Ballongue et donne la possibilité d'ouvrir des pistes de réflexion sur la problématique plus large des relations entre les paysages et le développement des ruchers (ODOUX 2009).

BIBLIOGRAPHIE

- ADAM. 2009. – *Lettre d'information du développement apicole en Midi Pyrénées*, n°20, 16 pp.
- BRIANE, G. 1993. – *La ressource mellifère en moyenne montagne, analyse floristique et cartographique (Ballongue, Ariège et Haute-Garonne)*. Thèse Université Toulouse II Le Mirail, tomes I et II ; 385 pp. et 395 pp.
- BRIANE, G., J.L. CABROL. 1986. – L'abeille dans le géosystème : essai de cartographie des ressources mellifères. *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 57 (3) : 363-374.
- BRUNEAU, E. 2006. – Nutrition et malnutrition des abeilles. Biodiversité des plantes, une clé pour l'alimentation et la survie de l'abeille. *Académie d'agriculture de France*, C.R. séance du 14 juin 2006, 10 pp.
- CRANE, E. 1979. – *Honey, a comprehensive survey*. Reprint first edition, Editions Heinemann, London, XVI + 608 pp.
- CRANE, E., D. WALKER, R. DAY. 1984. – *Directory of important world honey source*. I.B.R.A, 384 pp.
- DECOURTYE, A., J. L. BERNARD, P. LECOMPTE, B. VAISSIÈRE. 2006. – Pour une gestion de l'aménagement rural alliée des abeilles. *Académie d'Agriculture de France*, C.R. séance du 14 juin 2006, 7 pp.
- DOUTEAU, A.L. et M. CHARME. 2010. – *Cahier des charges de l'outil « abeilles et territoire »*. Rapport Projet d'ingénieur AgroParisTech – InVivo, 36 pp.
- JATON, L. 2011. – *Cartographie de la ressource mellifère en lien avec le paysage dans la vallée de la Ballongue (Haute Garonne-Ariège) entre 1993 et 2011*. Mémoire Master I géographie de l'environnement, Université Toulouse II Le Mirail, 180 pp.
- JATON, L. 2012. – *Paysage et évolution de la ressource mellifère : analyse diachronique en secteur de moyenne montagne*. Mémoire Master 2, Université Toulouse II Le Mirail, 210 pp.
- ODOUX, J.F. 2009. – *Quels facteurs de paysage influent sur l'écologie des colonies d'abeilles dans un système de grandes cultures ?* Mémoire Master 2, Écologie, biodiversité et évolution, spécialité : Ingénierie écologique et gestion des écosystèmes, 45 pp.
- POTTS, S.G., J.C. BIESMEIJER, C. KREMEN, P. NEUMANN, O. SCHWEIGER, W.E. KUNIN. 2010. – Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25 (6): 345-353.
- STEFFAN-DEWENTER, I., U. MUNZENBERG, C. BURGER, C. THIES, T. TSCHARNTKE. 2002. – Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83 (5): 1421-1432. DOI: 10.2307/3071954.

La cueillette des plantes sauvages aux Pyrénées, à l'interface des enjeux de connaissance et de conservation, dans un contexte en mutation

Raphaële Garreta

Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, Vallon de Salut, BP 70315, F- 65203 Bagnères de Bigorre cedex. E-mail : raphaelle.garreta@cbnmpmp.fr

RÉSUMÉ

Le Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées a mené un travail d'état des lieux des cueillettes sauvages familiales et commerciales en Pyrénées et Midi-Pyrénées ; il concernait tant les plantes cueillies que les différents acteurs en jeu. Peu étudiées jusqu'ici, les pratiques de cueillette sont à l'interface des enjeux de connaissance et de conservation. Les cueillettes commerciales, particulièrement, prennent une ampleur croissante pour alimenter différents secteurs industriels. Comment s'exercent-elles dans les Pyrénées ? Qui sont les cueilleurs ? Comment aborder ces questions dans un contexte en pleine mutation où intérêts économiques, réglementation, soucis écologiques, retentissements sociaux, dispositifs fonciers, accès à la ressource et savoir-faire des cueilleurs sont partie prenante ?

Mots-clés : cueillettes, conservation, ethnologie, cueilleurs, ressources naturelles spontanées.

La recolección de plantas silvestres en los Pirineos, entre las demandas del conocimiento y de la conservación, en un contexto en mutación

RESUMEN

El Conservatoire botanique nationale des Pyrénées et Midi-Pyrénées ha llevado a cabo un trabajo sobre el estado de la cuestión de la recolección de plantas silvestres a nivel familiar y comercial en los Pirineos y en la región de Midi-Pyrénées; el trabajo concernía tanto las plantas recolectadas como los diferentes actores en juego. Poco estudiadas hasta la fecha, las prácticas de recolección se encuentran en la interfaz de lo que está en juego en el conocimiento y la conservación. En particular, las recolecciones comerciales se amplían cada día más para poder satisfacer diferentes sectores industriales. ¿Cómo se ejercen en los Pirineos? ¿Quiénes son los recolectores? ¿Cómo abordar estas cuestiones en un contexto en plena mutación donde intereses económicos, reglamentación, preocupaciones ecológicas, repercusiones sociales, dispositivos financieros, acceso al recurso y a la sabiduría de los colectores forman parte importante?

Palabras clave: recolección, conservación, etnología, recolectores, recursos naturales silvestres.

Wild plants gathering in Pyrenees in a changing context, at the crossroad between knowledge and preservation issues

SUMMARY

The Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées has conducted a study about the current situation of the wild familial and commercial gathering activities in the Pyrenees and Midi-Pyrenees. This work deals with both collected plants and various involved stakeholders. Little studied up to here, wild product gathering activities are at the crossroad between knowledge and preservation issues. Due to the industry demand growth, commercial plants exploitation is particularly increasing. How is it practiced in Pyrenees? Who are the gatherers? How to approach these questions in a changing context where economics interests, regulation, preservation issues, social expectations, land tenure plans, natural resources access rights, and gatherers know-how must be taken into account?

Key words: Preservation, ethnology, gathering activities, spontaneous natural resources

I. Introduction

La cueillette est un des modes les plus immédiats d'appropriation de la nature. Qu'il s'agisse de plantes médicinales ou alimentaires, de champignons, de fleurs à bouquets, de jeux d'enfants, de plantes textiles ou tinctoriales, de pratiques des botanistes, de vannerie ou de tant d'autres champs d'usages, le végétal est avant tout repéré, parfois nommé, puis cueilli avant d'être utilisé ou transformé.

Cueillir est un geste qui se déploie dans un calendrier et un territoire, c'est le maillon charnière d'un ensemble où se mêlent nature et culture. Il mobilise savoirs et savoir-faire et a une implication directe sur les ressources naturelles. En ce sens, la cueillette est à l'interface des enjeux de connaissance et de conservation. C'est pourtant une pratique qui reste peu étudiée alors que les clés d'entrée dans le monde des cueillettes sont diverses qui font cas de la ressource et de ses modes de prélèvements, des acteurs impliqués, des écosystèmes en jeu et de la façon dont ils sont perçus selon qui les envisage, des aspects réglementaires allant de l'international jusqu'au très local, du foncier et de la relation au territoire, de l'économie et des circuits de production, des rapports sociaux, des représentations, valeurs et symboles, de la politique, des techniques et chaînes opératoires, bref d'une réalité multiforme à saisir dans la totalité de ses aspects.

Ainsi, pour mieux comprendre et prendre en compte les processus de cueillettes dans les actions de conservation ou de valorisation, il fallait, tout d'abord, en dresser un état des lieux. C'est ce que s'est proposé de faire l'équipe ethnologique du CBNPMP en posant les questions : qui cueille quoi, où, combien, comment et à quelles fins en région Midi-Pyrénées (GARRETA & MORISSON 2011) ?

Notons que les champignons ont délibérément été écartés du champ de l'étude dans la mesure où ils représentent un sujet de recherche en soi. L'idée première était plutôt de se centrer sur les plantes sauvages et de donner une image de la cueillette – notamment de ses aspects commerciaux dans les Pyrénées – à travers des données factuelles, des éléments d'analyse et de nouvelles pistes de recherche.

II. Cueillettes botaniques, familiales et commerciales

Il est très vite apparu que notre travail suivrait deux axes principaux : celui des cueillettes familiales et celui des cueillettes commerciales. Cette distinction s'impose de fait tant d'un point de vue des logiques et pratiques mises en œuvre, que par l'impact différent que ces cueillettes occasionnent sur l'environnement. Elles gardent néanmoins des points de rencontre et ne peuvent être pensées tout à fait séparément. Enfin, dans la perspective d'une réflexion sur les rapports entre cueillette et conservation, il était également important de mentionner les cueillettes des botanistes. La collecte des plantes pour les herbiers était, en effet, une pratique très courante au XIX^e et dans la première partie du XX^e siècle. Une pratique qui a fait disparaître certaines populations d'Aster des Pyrénées, par exemple. Le grand nombre de parts d'herbier de cette fleur retrouvé partout dans le monde atteste de l'ampleur de ces prélèvements (CAMBECÉDES & LARGIER 2006). Certes,

cette pratique s'est largement estompée aujourd'hui, même si l'on rencontre encore des botanistes collectionneurs attirés par la possession de plantes particulièrement rares. Elle a pourtant été déterminante dans la définition des menaces pesant sur la flore et c'est ainsi que sur les 312 plantes protégées en Midi-Pyrénées, 30 sont dites menacées, entre autres facteurs, par la « cueillette et le ramassage » (CBNPMP 2010). Ce critère de menace n'aurait-il pas besoin d'être revu à la lumière de données actualisées sur la cueillette, tant en ce qui concerne les plantes cueillies que ceux qui les cueillent ?

Mais laissons là les cueillettes spécialisées de plantes rares pour revenir à la flore commune et à ses cueilleurs. Pour ce qui est des cueillettes personnelles ou familiales, elles alimentent une grande diversité de champs d'usages (plantes médicinales, alimentaires, pour l'artisanat, à vocation symbolique, etc.) et concernent en Pyrénées 120 taxons inégalement cueillis.

D'une façon très globale, les cueillettes balisent le temps et l'espace de l'individu et de la communauté. Pour les particuliers, en effet, cueillir rythme le temps, d'année en année, de saison en saison, de fêtes en événements familiaux, de travaux en activités, etc. Les coins de cueillette, découverts, appris, transmis, construisent quant à eux un territoire pour soi et pour ceux à qui on en transmet la localisation. Ils mettent en évidence un découpage du territoire et un apprentissage des différentes zones foncières, et sont parfois sous-tendus par des savoirs relevant de la microtopographie (DUTERME 2009).

Par ailleurs, les cueillettes établissent des liens, et à travers les usages auxquels on destine les plantes cueillies se trame tout un maillage de relations : interfamiliales, intergénérationnelles, de voisinage plus ou moins élargi, entre les vivants et les défunts, du profane au sacré, etc.

Les cueillettes se donnent également comme interfaces entre sauvage et domestique. Il y a, par exemple, les espèces spontanées qu'on introduit volontairement au jardin pour les avoir « sous la main », « sous les yeux ». Parallèlement, il n'est pas rare que les cueilleurs s'attachent à soigner et entretenir, en pleine nature, un coin propice à telle ou telle cueillette sauvage (TARERY 2005).

Enfin, les différentes manières de cueillir sont des indices d'une attitude générale face à l'environnement et mobilisent des savoirs particuliers.

Ce tour d'horizon très général donne les grandes lignes entre lesquelles se déploient les activités de cueillettes, leurs motivations, leurs intentions. Il faudrait, bien sûr, ajouter la dimension sensitive et émotionnelle que suscitent souvent la cueillette et les revendications dont elle se fait parfois l'expression.

Qu'en est-il des cueillettes à visée commerciale ? Elles s'inscrivent elles aussi dans les dispositions générales évoquées ci-dessus mais sont très largement méconnues. Ceci est d'autant plus vrai que, si jusqu'à une époque récente, la cueillette était considérée comme une activité marginale relevant du loisir pour les uns ou d'une économie d'appoint pour les autres (on pense notamment aux champignons, par exemple, aux myrtilles sauvages ou au muguet du 1^{er} mai), les choses ont beaucoup changé ces dernières années. En effet, qu'il s'agisse de l'essor considérable pris par cette activité jusqu'à atteindre des enjeux économiques conséquents, de

la mise en place de filières industrielles pour lesquelles la plante sauvage est la matière première, de l'organisation des cueilleurs, de l'évolution de la réglementation ou de l'intérêt que diverses instances portent désormais à cette activité et aux ressources mises en jeu, les données sont sans commune mesure avec ce qui pouvait exister il y a une quinzaine d'années. Les choses sont donc en train de bouger, d'évoluer et notre travail d'état des lieux se situe à un moment charnière dans la prise en compte des activités commerciales de cueillette sur le territoire français. Pour autant, les enquêtes n'en ont pas forcément été facilitées, tant le secret est de mise autour de cette activité générant parfois une économie souterraine.

III. Qui ?

Avant même de pouvoir établir une typologie des cueilleurs, il s'agissait en premier lieu, d'identifier qui cueille. Il n'existe aujourd'hui en France pas de statut social, juridique et fiscal définis pour l'activité de cueillette. C'est ainsi que nombre de cueilleurs se déclarent comme menant une activité agricole, alors que d'autres ont choisi le statut de commerçant, d'autres encore celui d'artisan, de travailleur indépendant, de salarié d'une entreprise ou de saisonnier. Au sein de cette diversité, des choix sociaux, éthiques, économiques, environnementaux se dessinent : on opte – ou pas – pour une certification, un label, on travaille en coopérative, on se reconnaît dans les valeurs d'un syndicat ou d'un groupement. Cette disparité de postures alliée au flou réglementaire n'aide pas à un recensement représentatif. Pour les Pyrénées nous avons néanmoins identifié sans difficulté les cueilleurs du syndicat des Simples et les adhérents à la charte de Nature et Progrès. En revanche, la voie des organismes certificateurs (notamment pour la certification en bio) n'a pas été très fructueuse. Ces structures détiennent des données intéressantes, mais privées et donc... confidentielles. Il en a été de même pour les données émanant de la MSA (Mutualité sociale agricole). Les Chambres d'agriculture, de commerce et de l'industrie n'avaient, quant à elles, aucune indication sur le sujet. En revanche, l'annuaire de l'Agence Bio (www.agencebio.org) nous a permis de répertorier un certain nombre de cueilleurs, notamment depuis que la section « cueillette, plantes à parfum, aromatiques et médicinales » fait l'objet d'une rubrique en soi. Cette liste est, en outre, un indicateur de l'importance que prend cette activité actuellement : pour certains départements, le nombre de personnes inscrites à la rubrique « cueillettes » (avec toutes les réserves que cela suppose) a parfois doublé entre 2010 et 2011. Les recherches auprès de l'Office national des forêts (ONF) via les autorisations de cueillir sur les terrains domaniaux et les contrats que l'Office peut passer avec des cueilleurs a certes permis d'identifier quelques cueilleurs, mais a surtout mis en avant la disparité d'attitudes qui auréole la gestion des menus produits selon les secteurs.

Identifier les cueilleurs n'est donc pas tâche facile. Du moins sur le versant nord des Pyrénées où les cueillettes restent discrètes (il y a bien sûr des exceptions), informelles, et relèvent d'initiatives dispersées, de faible ampleur ou émergentes, sans que l'on puisse véritablement parler de structuration de filière ou de fédération d'acteurs.

IV. Quoi ?

Que cueillent donc ces cueilleurs ? Quelles sont les plantes les plus recherchées ? Afin d'établir de telles listes nous avons recoupé les témoignages issus des enquêtes orales, les données des fiches de contrôle d'un groupement de cueilleurs, des données bibliographiques et les catalogues de professionnels. C'est ainsi que, toutes cueillettes confondues (familiales, botaniques, professionnelles) nous pouvons dégager une liste de plantes dont on sait qu'elles sont cueillies ou susceptibles de l'être : 381 taxons sont concernés sur notre zone d'étude en Pyrénées. 200 le sont dans le cadre des cueillettes familiales, 91 dans celui des cueillettes professionnelles et 27 pour les cueillettes de plantes rares.

Attention, cette restitution est à prendre pour ce qu'elle est : un état de la connaissance au terme de cette première phase d'état des lieux. Par ailleurs, la liste obtenue vise à répondre, dans l'état actuel de nos recherches, à la question « qu'est-ce qui est cueilli ? » sans prendre en considération la notion de quantité. Enfin, à quelques exceptions près, les plantes pour lesquelles nous avons une attestation de cueillette dans la bibliographie, même ancienne, sont toujours cueillies aujourd'hui.

Par ordre alphabétique de leur nom français, l'Achillée millefeuille (*Achillea millefolium* L.), l'Ail des ours (*Allium ursinum* L.), le Buis (*Buxus sempervirens* L.), l'Aubépine (*Crataegus* sp.), la Reine des prés (*Filipendula ulmaria* (L.) Maxim.), le Frêne (*Fraxinus excelsior* L.), l'Aspérule odorante (*Galium odoratum* (L.) Scop), la Gentiane jaune (*Gentiana lutea* L.), le Lierre terrestre (*Glechoma hederacea* L.), le Millepertuis perforé (*Hypericum perforatum* L.), le Houx (*Ilex aquifolium* L.), le Genévrier (*Juniperus communis* L.), la Mauve (*Malva sylvestris* L.), le Rosier des chiens (*Rosa canina* L.), la Ronce (*Rubus fruticosus* L.), le Sureau noir (*Sambucus nigra* L.), la Grande Consoude (*Symphytum officinale* L.), le Tamier (*Tamus communis* L.), le Serpolet (*Thymus serpyllum* L.), le Tilleul (*Tilia* sp.), le Tussilage (*Tussilago farfara* L.), la Grande Ortie (*Urtica dioica* L.), la Myrtille (*Vaccinium myrtillus* L.), la Molène (*Verbascum thapsus* L.), la Verveine (*Verbena officinalis* L.) font l'objet des plus nombreuses occurrences. Le Thym (*Thymus vulgaris* L.) et le Romarin (*Rosmarinus officinalis* L.) sont quant à eux cueillis sur le pourtour méditerranéen (Aude, Pyrénées-Orientales).

V. Où et quand ?

S'il n'est pas facile d'identifier les cueilleurs, obtenir d'eux des renseignements et données localisées de leurs sites relève presque de la gageure. Les stations de cueillettes c'est le nerf de la guerre. Ce qui est plante pour le commun des mortels, flore pour les botanistes, patrimoine naturel pour les conservateurs, y devient ressource pour les cueilleurs. Le tout s'insère, bien sûr, dans une temporalité qui a ses rythmes propres et chaque cueilleur établit son calendrier de cueillette au cours des années et au fil des saisons.

La thématique des sites est tout à fait centrale et fait émerger de nombreuses questions. Il est pourtant une règle incontournable qui régit l'accès aux sites de cueillette : l'autorisation du propriétaire du terrain d'aller cueillir sur

ses terres. Pour les cueilleurs professionnels, cette condition d'accès à la ressource est un sujet important et sensible. À ce propos, chacun a sa propre déontologie, variable selon l'intérêt des plantes, la quantité à prélever et le statut des stations de cueillette. C'est ainsi que pour aborder pleinement la question des sites de cueillette, il faut pouvoir traiter des critères d'abondance et de répartition des espèces, des écosystèmes et habitats et de leur mutation, du rapport des cueilleurs aux espaces protégés, de la gestion des sites de cueillette (quantité des prélèvements, suivi des parcelles, temps de régénération, pratiques influant sur le maintien de certaines espèces ou leur étant défavorables, etc.). Il faut également s'interroger sur l'accès aux sites et aux différents types de foncier, sur le partage du territoire entre cueilleurs, sur les modes de prospection, sur la traçabilité de ce qui est cueilli et sur l'identité et la valorisation des territoires à travers les produits de cueillette.

VI. Pourquoi ?

Où vont donc toutes ces plantes cueillies ? À quels usages sont-elles destinées ? Quelles filières alimentent-elles ? Car les cueillettes de plantes sauvages, on ne le sait pas assez, suscitent l'intérêt des industriels et alimentent des circuits commerciaux tels que ceux de la cosmétique et de la parfumerie, de la pharmacie humaine et vétérinaire (allopathique et homéopathique), de l'agroalimentaire, mais aussi de l'horticulture, de la décoration florale et même du tourisme. Les questions d'approvisionnement, de traçabilité, et des circuits économiques qu'empruntent les plantes cueillies, déterminent également les quantités (combien ?) et dans une large mesure, les façons de faire (comment ?). Les volumes de matière première végétale et les fréquences d'approvisionnement sont évidemment très variables en fonction des plantes, des filières et de l'utilisateur final (il n'y a aucune commune mesure entre l'artisan faisant quelques sirops de pétales de coquelicot vendus sur le marché et le liquoriste industriel désireux de s'approvisionner en racines de gentiane, par exemple). De la même manière, les façons de cueillir, leur mécanisation – ou pas –, diffèrent que l'on fournisse le minutieux marché de l'herboristerie au détail ou la vorace extraction d'huiles essentielles pour l'aromathérapie.

Sur les Pyrénées, c'est pour l'heure une dynamique des circuits courts et de la vente directe qui est privilégiée par les cueilleurs rencontrés. Cela suppose des cueillettes à petite échelle, valorisées localement en tisane ou en produits transformés tels que des sirops, confitures, baumes et teintures mères. Des chantiers d'arrachage de gentiane jaune ou de cueillette d'arnica, plantes très recherchées par l'industrie, existent néanmoins sur le versant nord de la chaîne. Il s'agit de cueillettes d'ampleur conséquente parfois exécutées à la demande d'un collecteur, d'un négociant ou d'un grossiste.

VII. Typologie des cueilleurs en Pyrénées

Les cueillettes, on le voit, sont multiples et empruntent des chemins très différents d'un circuit économique à l'autre. La typologie que l'on peut dresser des cueilleurs, de leurs points de vue et de leurs façons de faire est également diversifiée.

« On est tous assis sur la même branche, mais nous ne faisons pas le même métier » constatait d'ailleurs l'un d'eux, exprimant cette pluralité devant la réalité d'une ressource non extensible. Il se dégage pourtant deux grands types de cueillettes commerciales : des cueillettes pour la vente directe et les circuits courts (approche artisanale), et d'autres pour les laboratoires et l'industrie (gros et demi-gros). Ce faisant, nous avons distingué plusieurs profils de cueilleurs :

1. Le cueilleur occasionnel

Il concentre son activité sur une ou deux espèces pour des événements ponctuels ou à des saisons données (muguet du 1^{er} mai, houx, mousse et buis de Noël, myrtille pour les boulangers et restaurateurs locaux, tamier commun pour les restaurateurs et fêtes locales, edelweiss pour touristes, ...). Son territoire de cueillette est restreint et son activité, non déclarée, lui fournit un revenu d'appoint.

2. Le « petit » cueilleur

C'est un cueilleur artisanal, souvent engagé dans des choix de vie et de production militants. Il cueille entre 10 et 80 espèces différentes sur un territoire restreint, au plus près de son lieu de résidence ou sur sa propriété. Il peut être affilié à une structure syndicale (ex. : Simples) ou être totalement indépendant (avec en général une certification en bio, mais pas obligatoirement). Il pratique la cueillette sauvage mais a aussi quelques plantes au jardin et transforme sa production (de la plante sèche à la fabrication de produits finis comme les alcoolatures, les baumes, etc.). Il pratique la vente directe et intègre les circuits courts. C'est le profil-type le plus représenté dans les Pyrénées centrales actuellement, avec une plus grande concentration de ces cueilleurs dans le département de l'Ariège (dont 13 adhérents au Syndicat des Simples).

3. Le cueilleur industriel

Sa production est destinée au secteur de l'industrie ; il est affilié à une coopérative. Il cueille un grand nombre d'espèces sur un territoire qui va de la région Auvergne pour la SICARAPPAM (qui est la plus grande coopérative de cueilleurs en France et regroupe une cinquantaine d'adhérents), jusqu'aux départements limitrophes et même, pour certaines plantes jusque dans les Pyrénées. Il peut faire des volumes importants (plusieurs tonnes) pour certaines espèces ou quelques kilos seulement pour des espèces destinées à l'herboristerie. Il pratique la cueillette sauvage mais peut également avoir des plantes en culture. Il livre la matière première à la coopérative.

4. Le cueilleur industriel indépendant

Il cueille plutôt un grand nombre d'espèces et n'est affilié ni à un syndicat ni à une coopérative. Il est engagé dans une démarche indépendante sur un territoire allant du local à l'international (il se dit volontiers « nomade ») et cueille pour l'homéopathie et les laboratoires pharmaceutiques, les fournisseurs d'ingrédients naturels, etc. Il livre de la matière première fraîche, mais aussi sèche ou des alcoolatures. Nous avons plutôt rencontré ce type de cueilleur dans l'Aude et les Pyrénées-Orientales.

5. Le cueilleur saisonnier

Il cueille peu d'espèces (et peut même n'en cueillir qu'une seule comme dans le cas de la gentiane jaune) mais en grandes quantités. Il travaille au poids, à la journée ou au SMIC, le plus généralement en équipe pour un collecteur, un négociant ou un grossiste. Ce cueilleur, qualifié de « cueilleur à la tâche » par les autres cueilleurs, est souvent d'origine étrangère (Maroc, Espagne, Portugal, Roumanie). Il s'agit, pour lui, d'une activité saisonnière.

6. Le feuillagiste

Il cueille des feuilles, branchages, mousses et lichens pour la décoration florale. Cela représente généralement de gros volumes dont beaucoup sont destinés à l'exportation (notamment au moment de Noël). Il s'agit le plus souvent d'un travail en équipes réduites de personnes travaillant comme bûcherons ou dans les espaces verts le reste de l'année.

Bien sûr, en fonction des critères mis en avant, un cueilleur peut appartenir à un type ou à un autre, de même que des profils intermédiaires et des nuances existent au sein de chaque type présenté.

Une partie de ces catégories ont, du reste, été proposées par les cueilleurs eux-mêmes lors d'une journée d'échanges (à Briant en janvier 2011 [JULLIAND 2011]) qui avait pour objectif de réunir les professionnels de la cueillette afin qu'ils débattent des évolutions de leur métier dans un contexte social, économique et environnemental en pleine mutation. À l'issue de cette rencontre, les participants ont décidé de se fédérer et de créer une association visant à défendre les intérêts de la profession (représentativité, mutualisation des savoirs et savoir-faire, réflexion autour d'une charte de cueillette et d'un guide de bonnes pratiques). À l'automne 2011, l'AFC (Association française des professionnels de la cueillette de plantes sauvages) voyait le jour.

VIII. Le massif pyrénéen et les cueillettes

Avancer que les cueillettes sauvages se posent en termes d'impact sur la ressource naturelle, de conflits d'acteurs, d'enjeux économiques et de logiques sociales est très juste à de nombreux égards. Néanmoins, les Pyrénées françaises ne rencontrent ni les mêmes problèmes ni les mêmes types de valorisation que ceux qui se posent en région Rhône-Alpes ou en Auvergne, par exemple. Ces deux territoires, entre autres, connaissent un développement considérable de l'activité de cueillette avec des pressions parfois importantes, des filières de production et de transformation organisées. En Pyrénées, les choses sont beaucoup plus informelles et on a alors tendance à considérer que les pratiques de cueillettes sont faibles. C'est vrai, en partie, mais les choses ne sont pas si simples. Nombre de demandes, d'initiatives et de projets montrent que le désir est bien là de développer un potentiel pyrénéen, tant en termes de ressource que d'image. Une des questions est d'ailleurs de savoir pourquoi les Pyrénées n'ont, jusqu'à présent, pas été le lieu d'une exploitation commerciale plus importante de la flore ? Territoire enclavé et finalement peu accessible dès que l'on quitte les grandes voies de communication des vallées axiales ? Organisation du foncier ? Flore riche de nombreuses espèces (diversité) mais aux stations relativement

dispersées et peu abondantes ? Flore commune abondante mais déjà cueillie dans d'autres régions plus organisées, et flore endémique protégée ou réputée telle ? Influence du Parc national des Pyrénées (créé en 1967) et de toutes les aires protégées de la chaîne ? Incidence des pratiques d'élevage (pâturage ovin et bovin) et pratiques culturales (amendements, etc.) ? Éloignement des grands pôles de valorisation de la matière première ? Aspects culturels ? Organisation socio-économique ? ...

Quoi qu'il en soit, si les pressions ne semblent pas inquiétantes aujourd'hui, les cueillettes professionnelles existent bel et bien dans les Pyrénées, même si elles s'exercent la plupart du temps de manière discrète compte tenu de l'organisation de la profession, des questions d'accès à la propriété privée et de valorisation commerciale. La plupart du temps... mais les temps changent ! Au moins en ce qui concerne certaines espèces à forte valeur ajoutée et à biotope particulier comme l'arnica et la gentiane jaune, sur lesquelles nous travaillons plus particulièrement. Jusqu'à présent peu exploitées, les Pyrénées deviennent une terre convoitée.

Le cas de la gentiane jaune (*Gentiana lutea* L.) est éloquent (Fig. 1). Venus de Catalogne espagnole (où l'arrachage de la gentiane est réglementé) et du Massif central (où la pression de cueillette est forte), les cueilleurs se déploient aujourd'hui sur le versant nord du massif pyrénéen. Ces cueillettes, concernant principalement les Pyrénées-Atlantiques, les Hautes-Pyrénées, la Haute-Garonne, l'Ariège, les Pyrénées-Orientales et l'Aude, existent depuis la fin du XIX^e siècle. Néanmoins, elles se sont intensifiées ces dernières années sans faire l'objet de plans de gestion, entraînant des conflits entre cueilleurs cueillant sur une même zone, mettant en avant des problèmes sociaux, posant la question de la conservation de la gentiane et de l'adéquation des réglementations mises en place (arrêté préfectoral réglementant l'arrache de la gentiane dans six communes d'Ariège, juillet 2012). Une vision réaliste des demandes (quels acteurs pour quels usages) et des potentialités des départements concernés (état d'abondance et de conservation des populations de gentiane), des différents freins sociaux ou au contraire des possibilités de valorisation de certaines pratiques et de certains territoires, permettrait d'alimenter la réflexion sur ces cueillettes afin de proposer un appui technique et scientifique aux collectivités locales, aux gestionnaires (Parcs, réserves, ONF, ...) et aux propriétaires de terrain concernés. C'est ce que nous nous proposons de faire désormais, dans un deuxième temps de l'étude sur les cueillettes sauvages en Pyrénées.

BIBLIOGRAPHIE

- CAMBECEDES, J. & G. LARGIER. 2006. – *Plan de restauration nationale de l'Aster des Pyrénées (Aster pyrenaicus DC)*. Recueil des connaissances. Rapport final, CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, 73 pp. + annexes.
- CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL DES PYRÉNÉES ET DE MIDI-PYRÉNÉES (collectif). 2010. – *Guide des plantes protégées de Midi-Pyrénées*. Biotope, Mèze, collection Parthénope, 400 pp.
- DUTERME, C. 2009. – *Recueil des perceptions des acteurs autour des*

plantes messicoles. Les tulipes sauvages à Marsolan, préservation d'un patrimoine existant. Rapport de stage, Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, 25 pp.

JULLIAND, C. 2011. – *Le point de vue des professionnels : discours et perceptions sur les pratiques et les enjeux du métier de cueilleur de plantes sauvages.* Document de synthèse de la journée de rencontre entre professionnels de la cueillette de Briant, réalisé au sein de la Haute école du paysage, d'ingénierie et d'architecture (Genève), en collaboration avec R. GARRETA (Conservatoire

botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées) et E. RICCI (Ribios), 66 pp.

GARRETA, R. & B. MORISSON. 2011. – *La cueillette des plantes sauvages en Pyrénées et Midi-Pyrénées. Phase 1, état des lieux.* Rapport Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, 111 pp. + annexes.

TARERY, M. 2005. – *Les pratiques de cueillette des fleurs sauvages dans les Pyrénées centrales.* Maîtrise d'ethnologie, Université Toulouse-le-Mirail, rapport de stage CBNPMP, 129 pp.



Fig. 1. Un arracheur de gentiane dans les Pyrénées ariégeoises. Photo : Marion Lavabre/CBNPMP

Des pratiques sociales du génépi en Pyrénées à sa conservation

par Vanessa Zarattin

Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, Vallon de Salut, BP 70315,
F-65203 Bagnères-de-Bigorre Cedex. E-mail : cueillettes@cbnmp.fr

RÉSUMÉ

Contrairement aux Alpes, la cueillette des génépis pyrénéens n'est pas réglementée dans les Pyrénées et les pratiques locales liées à ces plantes n'ont jamais été étudiées. L'usage du « génépi », venu des Alpes, s'est instauré dans le massif pyrénéen et a fait sens au sein d'un cercle restreint d'initiés de la haute montagne. En rupture avec les conventions botaniques et pour se démarquer des Alpains, les cueilleurs pyrénéens affirment qu'il existe une seule espèce de génépi, donnant une liqueur, non plus verte à l'image de celle de leurs pairs, mais jaune dorée, symbole de la confidentialité de leur cueillette.

Mots-clés : ethnobotanique, cueillette, génépi, liqueur, montagnards, Pyrénées

Desde las prácticas sociales del « genepi » en los Pirineos hasta su conservación

RESUMEN

En contraste de los Alpes, no se regula la recolección de los « génépis » en los Pirineos y las prácticas locales en cuanto a esta planta todavía no han sido estudiadas. El uso del « genepi », iniciado en los Alpes, fue importado en los Pirineos, y desarrollado por un pequeño círculo de aficionados iniciados a las altas montañas. Rompiendo con las convenciones botánicas y para diferenciarse de los Alpinos, los recolectores de los Pirineos afirman que solo existe una especie de « genepi » que da un licor, no verde como el de sus pares Alpinos, sino de un amarillo dorado, símbolo de la confidencialidad de su recolección.

Palabras clave: etnobotánica, recolección, « genepi », licor, montañés, Pirineos

From the social practices of the « genepi » in Pyrenees to its preservation

SUMMARY

In contrast to Alps, harvesting "genepi" are not regulated in Pyrenees and local practices related to these plants have not been studied yet. Use of "genepi", from the Alps, was introduced in Pyrenees, was developed in a small inner circle of insiders of the high mountains. Beyond the botanical conventions, standing out from Alpine, Pyrenean gatherers prefer to mention a unique "genepi", that produces a liquor, which is not green just like their peers, but golden yellow, the symbol of the confidentiality of their gathering.

Key words: ethnobotanic, gathering, "genepi", liquor, mountain people, Pyrenees

I. Les « génépis » et leurs réglementations des Alpes aux Pyrénées

Sous le vocable « génépi » sont regroupées plusieurs espèces d'aromates aromatiques de haute montagne (famille des Astéracées) traditionnellement utilisées par les Alpains pour la confection de tisanes et de liqueurs éponymes. Dans le massif alpin, quatre espèces botaniques identifiées de manière indépendante par les montagnards sont recherchées dans ce but : *Artemisia genipi* Weber (génépi vrai ou génépi noir, le

plus aromatique) *Artemisia umbelliformis* Lam. (génépi jaune ou génépi blanc) *Artemisia eriantha* Ten. (génépi laineux) et *Artemisia glacialis* L. (génépi des glaciers considéré comme le moins gustatif).

La cueillette est très répandue dans ces montagnes et le génépi attire autant les locaux que les touristes et ceux qui approvisionnent le commerce des transformateurs. Néanmoins, la cueillette de ces végétaux est strictement réglementée : le prélèvement est interdit sans autorisation préalable pour les

cueillettes commerciales, limité à cent brins par cueilleur familial et proscrit pour *A. eriantha*. De plus, sous l'impulsion du Conservatoire botanique national alpin et pour répondre au développement du marché autour de cette ressource, sa mise en culture s'est amplement diffusée dans le massif depuis 2000. Le caractère traditionnel de cette pratique a pu cependant donner lieu à des tolérances pour les cueillettes au sein même d'aires protégées.



Fig. 1. Pied de génépi dans les Pyrénées observé lors d'une cueillette

Dans les Pyrénées, le génépi est représenté essentiellement par deux espèces botaniques (*Artemisia umbelliformis* Lam. et *Artemisia eriantha* Ten., Saule, 2002) ainsi qu'une sous-espèce endémique aux Pyrénées-Orientales, *Artemisia umbelliformis* subsp. *gabriellae* (Braun-Blank) Vigo.

Si cette cueillette, au sein des Alpes, est connue et a été étudiée maintes fois par les ethnologues, la pratique pyrénéenne, moins réputée, n'avait jamais été examinée (Fig. 1).

Non réglementée, la cueillette de ces plantes à liqueur dans le massif pyrénéen peut pourtant être soumise à arrêté préfectoral selon les besoins et les observations. Sous l'impulsion du Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées (CBNPMP), une étude ethnobotanique a été menée au cours de l'été 2012, dans les départements des Pyrénées-Atlantiques, des Hautes-Pyrénées, de la Haute-Garonne et de l'Ariège (ZARATTIN 2012). Elle a interrogé les pratiques et les perceptions pyrénéennes des deux espèces localement présentes de génépis. Dans le cadre des missions de conservation, de valorisation et de sensibilisation du CBNPMP, l'objectif a été de retracer l'histoire de la pratique dans le massif, de relever les profils des cueilleurs, les gestes et les habitudes de cueillette et de consommation, ainsi que les représentations locales entourant ces végétaux.

II. Histoire de la pratique dans les Pyrénées, distribution géographique et sociale des cueilleurs

La plus ancienne trace de cueillette de génépi relevée durant l'enquête date des années 1950. Marquée par le développement du tourisme dans le massif pyrénéen, cette période est aussi celle qui vit apparaître les premiers guides

locaux professionnels, notamment, des guides de haute-montagne. Ces derniers ne disposant pas de formations professionnalisantes dans les Pyrénées, partent à cette époque pour les Alpes apprendre leur métier et valider leur statut. Initiés à la cueillette et à la consommation du génépi par leurs formateurs alpins et autres montagnards locaux, ils ramènent alors cet usage dans leur propre territoire.

Soulignons en parallèle qu'aucun nom régional utilisé pour nommer ces armoises d'altitude n'a été repéré ni lors de l'enquête, ni dans la bibliographie (PALAY 1932), les cueilleurs de tout âge faisant référence au terme génépi, appellation d'origine savoyarde. En l'état actuel des recherches, il ne semblerait pas que ces armoises aromatiques aient été utilisées par des Pyrénéens avant cette époque. Les témoignages recueillis montrent bien que la plante n'était pas connue des locaux de manière transgénérationnelle avant les années 1950, qui virent alors apparaître une pratique encore excessivement cloisonnée et réservée à l'entourage de ces guides.

Les années 1960 à 1970 marquent une période charnière dans l'histoire de la pratique dans les Pyrénées. Effectivement, nous percevons bien qu'à cette période une réelle implantation s'effectue. On note une accélération et une expansion de cet usage au sein des familles pyrénéennes. Cette époque correspond à la création du Parc national des Pyrénées (1967) et il semblerait que la nécessité de former des gardes locaux engendra des connexions entre travailleurs de la haute montagne, alpins et pyrénéens, comme cela avait été le cas pour les guides. Ainsi, on observe chez les premiers gardes du Parc, une initiation certaine à l'usage du génépi par leurs formateurs et les autres collègues du massif alpin.

On le voit, ces échanges ont d'abord eu lieu à l'intérieur d'un cercle très confidentiel de professionnels de la montagne, puis, peu à peu, de manière plus large au sein des familles. La pratique est donc relativement récente.

Aujourd'hui encore, nous découvrons une concentration très forte de cueilleurs chez les travailleurs de la haute montagne (bergers, guides, anciens gardes, etc.) mais aussi chez les habitants et les familiers de ces terres d'altitude (alpinistes, randonneurs, passionnés de haute montagne, cueilleurs de plantes sauvages, naturalistes, etc.) de toutes générations.

Nous avons pu observer une particularité au sein du pays Toy, dans le périmètre du Parc national des Pyrénées (cœur et zone d'adhésion), qui accueille un regroupement très intense de cueilleurs et de consommateurs de génépi. Apparaissant souvent dans les commerces, le végétal et sa liqueur sont aussi plus connus des habitants, qu'ils soient ou non cueilleurs. Il y a ici une forte culture locale du génépi qui est visible de manière macro-sociale : de la vallée de Luz à la vallée de Gavarnie ou de Pierrefitte, le nombre des connaisseurs varie sensiblement et l'on perçoit bien que ce pays Toy (vallées de Luz, Barèges et Gavarnie), est le centre névralgique de la pratique du génépi sur tout le massif pyrénéen.

Nous pouvons préciser que la pratique du génépi est très disparate sur les Pyrénées : les cueilleurs des hautes vallées sont plus nombreux et sont souvent des Pyrénéens d'origine de plus de soixante ans. Les cueilleurs des basses vallées et du piémont sont davantage des jeunes arrivés dans les Pyrénées quelques années auparavant, se rattachant bien

souvent au mouvement écologique ; ce sont des chercheurs de traditions, des explorateurs de sommets, des cueilleurs de plantes sauvages. En général, les génépis des Pyrénées ne sont pas des plantes connues de tous, elles restent dans des cercles d'initiés.

III. Quand les Pyrénéens adoptent le génépi : des couleurs et des liqueurs en miroir

Les Pyrénéens sont majoritairement conscients que leur pratique du génépi plonge ses racines au cœur des Alpes ; cependant, l'adoption de cette cueillette a mis au jour une appropriation locale très spécifique de ces espèces botaniques d'une part, et d'une certaine culture autour du génépi, d'autre part.

En premier lieu, si les Alpains différencient leurs quatre espèces de génépis, notamment grâce à des couleurs différentes (le jaune, le noir, etc.), les Pyrénéens préfèrent évoquer un génépi pyrénéen unique, indépendamment des conventions botaniques. Alors que les Alpains considèrent que les Pyrénéens n'ont pas les mêmes génépis, justifiant souvent une meilleure qualité aromatique de leurs propres plantes, les Pyrénéens eux, perçoivent leurs espèces, pourtant également présentes dans les Alpes, comme une seule et même plante, différente de celles des Alpains, mais de qualité, au moins, équivalente.

Étant pensé comme une espèce unique, les différences observées entre les multiples populations de génépis, sont considérées comme une signature du territoire particulier sur lequel il pousse. Ainsi, les brins de génépi peuvent être plus ou moins grands, jaunes ou blanchâtres, fournis en fleurs ou non, ou encore plus ou moins aromatiques. C'est donc, selon les cueilleurs, les divers terroirs du génépi qui signent son aspect, son arôme et sa qualité. Les génépis des Alpes ne peuvent, selon leurs représentations, être intrinsèquement meilleurs ou moins gustatifs que le leur, puisque la qualité vient du terroir et non de l'espèce botanique.

Par ailleurs, si le génépi des Alpes est connu pour être utilisé traditionnellement en liqueur et en tisane, les Pyrénéens l'utilisent essentiellement en liqueur. Ont-ils délaissé l'usage plus médicinal de la tisane au profit de celui, plus récréatif, de la liqueur ? On peut aussi penser que dans le cadre d'échanges de savoirs entre collègues de haute montagne il était plus évident d'échanger sur une pratique socialisante (partage de liqueur) que sur l'usage plus thérapeutique, et donc plus intime de la tisane. Il n'en reste pas moins que c'est la recette de la liqueur qui est restée dans les esprits avec sa fameuse « règle des quarante ». Il s'agit d'une macération de quarante jours comprenant quarante brins de génépi dans un alcool à quarante degrés avec quarante morceaux de sucre. Cependant, il est intéressant de remarquer que cette « règle des quarante », même si elle reste la base de la préparation, n'est jamais scrupuleusement respectée. La liqueur pyrénéenne se différencie en effet de sa voisine alpine, notamment par son degré d'alcool, mais aussi par sa couleur. Alors que la liqueur alpine est fabriquée autour des quarante, quarante-cinq degrés, celle des Pyrénéens n'excède que rarement les trente degrés d'alcool.

« Il y a une belle couleur jaune. Vois la couleur qu'il prend, il a la couleur de la fleur ! (...) et y' a rien de rajouté dedans ! Il est naturel le jaune ! (...) Il y a quarante ans, un collègue nous avait conseillé de rajouter une goutte de sirop de menthe pour colorer la liqueur... au début on le faisait (...). Ça faisait le liquide un peu vert, c'était pour la couleur ! (...) Ça ne rajoutait pas le goût de menthe ! », raconte l'épouse d'un ancien garde du Parc national des Pyrénées.

Le code couleur utilisé dans les Pyrénées par les familles, mais aussi dans le commerce, pour les liqueurs de génépi est le jaune-doré ; à l'inverse, les Alpains le présentent plus volontiers avec une robe verte. Cette différence qui semble tout d'abord anecdotique est en réalité lourde de sens. Cette coloration verte typiquement alpine est perçue par les Pyrénéens comme une dénaturation, une artificialisation de la liqueur. Dans leurs représentations, la couleur verte est le signe d'une mauvaise qualité du produit, soit que la liqueur est fabriquée à partir de pieds de génépis cultivés entièrement broyés, soit que l'on rajoute à de l'alcool, des substances végétales diverses ainsi qu'un arôme artificiel de génépi et un colorant. Pourtant, le génépi de fabrication familiale dans les Alpes peut aussi présenter cette couleur verte, coloration revendiquée par les usagers comme étant aussi naturelle.

Dans les discours des pratiquants pyrénéens, nous nous apercevons que les liqueurs alpines commerciales et familiales sont souvent amalgamées ; le vert devient le signe d'un produit « fabriqué », d'une boisson alcoolisée issue de l'industrie. Les Pyrénéens revendiquent donc, à travers leur coloration jaune, une pratique locale qui se veut avant tout familiale, indépendante des méthodes et des critères de l'industrialisation et du commerce. Pour les Pyrénéens, cette robe dorée signe la dimension naturelle et artisanale de leur liqueur. Cette couleur devient ainsi un support de revendication.

C'est donc à travers la perception de cet unique génépi pyrénéen, cette coloration jaune et ce degré d'alcool moindre qu'ils ont construit une image autonome de leur propre génépi, et se différencient de leurs initiateurs alpins.

IV. Le génépi en Pyrénées : une cueillette confidentielle et revendicatrice

Dans les faits, et grâce à une observation participante lors d'une cueillette et d'essais de mise en liqueur des brins, nous avons découvert que les génépis des Pyrénées peuvent donner divers coloris, du vert au jaune-doré selon la nature et le degré des alcools utilisés. Non dépendant de l'espèce cueillie, ou d'une potentielle particularité des plantes pyrénéennes, la couleur jaune recherchée par les Pyrénéens semble bien n'être que le signe d'une volonté de différenciation d'avec les Alpains et de revendication de leur propre rapport à la plante. Sans pour autant renier sa parenté avec la pratique alpine, il y a là une volonté d'autonomie et de différenciation par rapport aux Alpains et leur génépi. Effectivement, est mis au jour ici un processus d'adoption de la pratique, voire même de revendication identitaire puisque les Pyrénéens ne veulent surtout pas que leur produit familial et sauvage soit identifié à l'image qu'ils ont du génépi alpin, un végétal surexploité, perçu comme dénaturé.

La couleur jaune de leur génépi est ainsi devenue l'étendard de leur montagne et de leur pratique familiale, restreinte aux seuls cueilleurs locaux. Elle représente le fruit d'une récolte réservée aux seuls initiés : non pas l'ensemble des familles pyrénéennes, mais essentiellement quelques privilégiés, ceux qui sont tenus par le secret de cette pratique confidentielle et restrictive.

D'ailleurs, la commercialisation du génépi dans le massif pyrénéen est aujourd'hui encore très discrète et l'effigie de la plante n'est aucunement présente sur les cartes postales, les guides de flores pyrénéennes ou encore les objets à destination des touristes. Le génépi se différencie ainsi de l'edelweiss, devenu, malgré son absence dans les anciennes traditions locales, un embl me des Pyrénées, pour les locaux mais aussi pour les touristes (ALBERT-LORCA & TARERY 2008).

Si l'on revendique la confidentialité de cette cueillette sur le massif, c'est qu'elle représente pour les initiés une montagne pyrénéenne particulière : située à l'écart des sentiers touristiques, propre aux locaux, habitée et vécue par les Pyrénéens, c'est celle des bergers, des habitués de la haute montagne.

La liqueur de génépi, à travers sa couleur jaune présentée comme essentiellement pyrénéenne, est donc devenue le fer de lance, l'étendard d'un cercle restreint de Pyrénéens, et

avec d'autres pratiques (comme la chasse à l'isard), l'image projetée de leur identité de « vrais Pyrénéens » : ceux qui vivent leur montagne, qui connaissent les chemins confidentiels qui mènent à certains sommets, ceux qui peuvent et qui savent trouver l'entrée du territoire du génépi et le parcourir.

Cette belle robe dorée correspond ainsi à l'essence même de leur identité de Pyrénéens, la revendication de leur territoire d'attachement, cette montagne minérale essentiellement habitée par les isards, les vautours, les gypa tes, signe de l'appropriation du côté sauvage de leur montagne et de la confrontation à ses limites, tant sociales, biologiques que politiques ou environnementales.

Ainsi, la perception originale d'un génépi pyrénéen unique et indépendant de ses cousins alpins, et de la liqueur jaune qu'il permet de produire est pleine de sens, symbole et un miroir de l'identité de Pyrénéens initiés (Fig. 2).

Nous le voyons en pays Toy qui porte une forte concentration de cueilleurs revendiquant non seulement leur pratique locale, mais avant tout le génépi de leur espace. Ce génépi, c'est celui de leur terroir : le cueillir symbolise l'appropriation de leur territoire, qui, dans le même temps, est une terre en partie fractionnée par l'espace du Parc (entre zone cœur où toute cueillette est interdite, et sa périphérie). Cueillir le génépi ici, c'est être ou devenir un « véritable Pyrénéen », un porteur de pratiques réservées aux « vrais montagnards », forts de la confidentialité d'une culture locale d'initiés.

BIBLIOGRAPHIE

- ALBERT-LORCA, M. & M. TARERY 2008. – Une fleur « pour la tradition » : L'edelweiss dans la vallée d'Ossau (Pyrénées-Atlantiques). *Terrain*, 51 : 148–159.
- GARRETA, R. & B. MORISSON 2011. – *La cueillette des plantes sauvages en Pyrénées et Midi-Pyrénées. Phase 1,  tat des lieux*. Rapport CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, 111 pp. + annexes.
- PALAY, S. 1932. – *Dictionnaire du Béarnais et du gascon modernes (bassin de l'Adour), embrassant les dialectes du Béarn, de la Bigorre, du Gers, des Landes et de la Gascogne maritime et garonnaise*. Marrimpouey, Pau, 2 vol., XV-575, 666 pp.
- SAULE, M. 2002. – *La Grande Flore illustrée des Pyrénées*, Rando  ditions, Ibos & Milan, Toulouse, 730 pp.
- ZARATTIN, V. 2012. – *Le garde, le berger et l'isard ou le génépi pyrénéen :  tude ethnobotanique sur le génépi (Artemisia umbelliformis et Artemisia eriantha) en Pyrénées*. Maîtrise d'ethnologie, Université Toulouse-le-Mirail, rapport de stage CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, 71 pp.



Fig. 2. Bouteille de génépi « faite maison » d'un cueilleur du pays Toy.

Nuevos datos sobre la distribución de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* P. Monts. en la Cordillera Cantábrica oriental

**Alberto Rodríguez García, Laurentino García Cayón, Juan Antonio Ruíz de Gopegui,
Marta-Eva García-González, Raquel Alonso-Redondo
& Estrella Alfaro-Saiz**

*Área de Botánica. Dpto. de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales.
Universidad de León.
Auteur correspondant : E-mail : estrella.alfaro@unileon.es*

RESUMEN

Se amplía notablemente la distribución de este endemismo local, que escapa de su areal clásico en las palentinas sierras de Peña Redonda y del Brezo y cruza las barreras naturales que lo contenían, los tramos altos de los ríos Carrión y Pisuerga. Además, como consecuencia de los estudios sobre diversos aspectos del taxón que venimos realizando en los últimos años, aportamos datos sobre el hábitat, biología floral y amenazas conocidas. Se ha prospectado la totalidad de las zonas favorables en estos territorios, lo que ha permitido elaborar una cartografía detallada de su distribución, que resulta notablemente ampliada.

Palabras clave: conservación, Cordillera Cantábrica, distribución, *Draba*, endemismo, España

New data on the distribution of *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* P. Monts. in the eastern Cantabrian range

ABSTRACT

The distribution of this local endemic is significantly increased. It spreads out from the classic area in Palencia: Peña Redonda and Brezo mountain ranges, and crosses the natural barriers which contained it: upper courses of Carrión and Pisuerga rivers. In addition, as a result of the studies on various aspects of the taxon we have been doing in recent years, we offer data on the habitat, floral biology and known threats. The entirety of the new favourable areas has been prospected in these territories. This has allowed elaborating a detailed cartography of its distribution, which is highly improved.

Key words: Cantabrian range, conservation, distribution, *Draba*, endemism, Spain

Nouvelles données sur la répartition de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* P. Monts. dans l'est des Monts cantabriques

RÉSUMÉ

La connaissance de la répartition de cet endémisme local s'est considérablement accrue. Elle s'étend à partir de la zone classique de Palencia : montagnes de Peña Redonda et Brezo, et franchit les barrières naturelles qui la contenaient : les cours supérieurs des rivières Carrión et Pisuerga. Par ailleurs, suite aux études sur divers aspects du taxon que nous avons réalisées ces dernières années, nous apportons des données sur l'habitat, la biologie florale et les menaces connues. L'ensemble des nouvelles zones favorables a été prospecté dans ces territoires. Ceci a permis d'élaborer une cartographie détaillée de sa distribution, qui est fortement améliorée.

Mots-clés : Monts cantabriques, conservation, distribution, *Draba*, endémisme, Espagne

I. Introducción

Draba hispanica subsp. *lebrunii* P. Monts. es una pequeña crucífera hemcriptofítica rosulada endémica de las formaciones calizas que orlan la vertiente meridional de la Cordillera Cantábrica oriental. Fue descubierta y descrita en el monte palentino de Peña Redonda (MONTSERRAT 1977), donde ha sido considerada como un ejemplo de taxón diversificado en formaciones montañosas aisladas. Posteriormente se descubre en la Sierra de La Peña (GARCÍA-GONZÁLEZ 1990, RIVAS-MARTÍNEZ *et al.* 1991) formación colindante al Oeste de Peña Redonda. Tras varias pequeñas ampliaciones de su área de distribución en ambas formaciones se produce otro hito importante cuando es descubierta en Peña Lampa, al oeste de las localidades clásicas (CARLÓN *et al.* 2010), adentrándose en la provincia de León, y posteriormente en Peña Santa Lucía y Pico La Verdiana, este último a 18 km de distancia al NE de las localidades clásicas (RODRÍGUEZ & ORECA 2012).

Habita en pastos pedregosos crioturbados, rellanos y fisuras rocosas, exclusivamente sobre calizas, entre los 1450 y los 2000 m. Presenta una floración muy temprana, desde primeros de marzo en las localizaciones más meridionales y soleadas, que se prolonga hasta junio en las más norteñas o umbrías. La fructificación se extiende de abril a junio, produciéndose la dispersión de las semillas mayoritariamente en julio y agosto.

Aunque sus poblaciones se localizan biogeográficamente dentro de la Región Eurosiberiana, presenta una clara influencia mediterránea por localizarse en la zona limítrofe entre ambas regiones (GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 2011). Su comportamiento fitosociológico y ecológico ha sido recogido en los sintáxones *Festuco hystricis-Thymetum mastigophori drabetosum lebrunii* M.E. García, A. Penas, L. Herrero & T.E. Díaz in GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 1992 (*Ononido-Rosmarinetea*) y *Drabo lebrunii-Armerietum cantabricae* M.E. García, A. Penas, L. Herrero & T.E. Díaz in GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 1992 (*Elyno-Seslerietea*), donde participa como elemento característico. También participa secundariamente en las asociaciones *Daphno cantabricae-Arctostaphyletum uvae-ursi* Rivas-Martínez, Izco & Costa 1971 (*Juniperion nanae*), así como *Anemone pavoniana-Saxifragetum canaliculatae* F. Prieto 1983 y *Potentillo asturicae-Valerianetum apulae* Rivas-Martínez in Fernández Areces, Penas & Díaz González 1983 (*Saxifragion trifurcatocanaliculatae*).

Son varios los trabajos que han abordado la distribución, ecología y estado de conservación de este endemismo altocarrionés en su areal clásico (GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 1992, LLAMAS *et al.* 2009, ACEDO *et al.* in BAÑARES *et al.* 2010, GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 2011). Los datos obtenidos han permitido justificar su inclusión en varios listados de flora amenazada, tanto a nivel nacional como regional. Actualmente se encuentra recogida en la Lista Roja de la Flora Vasculosa Amenazada de España con la categoría de “En Peligro” (MORENO 2008) basado en las categorías UICN (2001). También está incluida en el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León bajo la figura de “Vulnerable”

(Anónimo 2007). Además, se ha propuesto una microreserva de flora en Peña Cueto (Sierra de La Peña, Palencia) creada específicamente para la conservación de esta planta (GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 2011).

II. Material y métodos

Con objeto de conocer lo más detalladamente posible la distribución de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* en la Cordillera Cantábrica oriental, se ha llevado a cabo un trabajo de prospección durante el periodo 2009-2013 que ha ampliado la búsqueda a la totalidad de las zonas favorables del entorno de la Montaña Palentina y territorios colindantes de León.

Las prospecciones se han basado en el conocimiento previo del territorio y la ecología de la planta, estando apoyadas por el uso de modelos predictivos de distribución de especies (SDMs), especialmente diseñados para la búsqueda de especies raras y/o endémicas, en cuyo diseño y mejora se está trabajando actualmente. El método de búsqueda ha consistido en la delimitación de los hábitats potenciales mediante el uso de SDMs generados mediante el uso del software Maxent (PHILLIPS *et al.* 2006, PHILLIPS & DUDÍK 2008), a partir de las citas previas disponibles.

Las prospecciones se han realizado durante los meses de floración (marzo-junio), preferentemente tras la apertura de los primeros claros en la cobertura nival, cuando esta planta es la única en flor, lo que facilita su detección.

Además, se han visitado los afloramientos calizos de menor extensión embebidos en zonas silíceas, que escapan a las cartografías geológicas en las que se basa la modelización. Posteriormente han sido visitados todos ellos para acotar las áreas de potencialidad máxima, basándonos en el conocimiento detallado de los requerimientos ecológicos de la planta. En estas zonas se ha realizado un esfuerzo de prospección intenso, debido a la distribución esporádica y aparentemente aleatoria de esta críptica planta. También han sido visitadas todas las localidades indicadas en la bibliografía, completando y ampliando la presencia de la planta siempre que ha sido posible. Los ejemplares recolectados durante las prospecciones de campo han sido depositados en el herbario LEB-Jaime Andrés Rodríguez (Universidad de León).

Se han georreferenciado todas las localidades detectadas mediante el uso de GPS modelo Garmin, con un margen de error de 7 m, y se ha elaborado una capa de puntos que refleja la distribución detallada de la planta. Paralelamente a los trabajos de prospección, se han tomado datos sobre la ecología, polinización, dispersión, amenazas y presiones.

Para la obtención de los valores de área de ocupación (AOO) y extensión de presencia (EOO), siguiendo la metodología propuesta en IRIONDO (2011), se utilizó el método del mínimo polígono convexo (MCP). El resultado del AOO es la suma de las superficies de los MCP de todos los puntos de cada población por separado, mientras que para la EOO es la superficie del MCP de la totalidad de los puntos georreferenciados.

En el presente documento damos a conocer los datos corológicos obtenidos, así como algunos aspectos relacionados con el hábitat y estado de conservación de esta planta.

III. Resultados y discusión

1. Corología

Durante los trabajos de prospección se han georreferenciado 298 puntos con presencia de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*, que han permitido obtener un mapa de distribución detallado de esta planta (Fig. 1). Aparece en la provincia de Palencia (términos municipales de Velilla del Río Carrión, Guardo, Santibáñez de la Peña, Triollo, Castrejón de la Peña, Cervera de Pisuerga, La Pernía y Brañosa) y la provincia de León (Boca de Huérgano).

A la vista de los resultados (Tabla 1), el número total de localidades conocidas de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* asciende a 13, de las cuales 10 son nuevas y han sido descubiertas durante el presente estudio (Fig. 2). También han sido visitadas las tres localidades previamente conocidas en Sierra de la Peña, macizo de Peña Redonda y Peña Lampa, habiéndose ampliado la presencia de esta planta en las mismas, siendo especialmente significativa esta ampliación en el macizo de Peña Redonda. La revisión de los parámetros demográficos de este taxón da como resultado un área de ocupación de 25,84 km² y una extensión de presencia de 537,1 km² (Fig. 1). Está presente en un total de 43 cuadrículas UTM 1x1 km (30TUN4747, 4957, 5143, 5144, 5243, 5255, 5343, 5355, 5443, 5543, 5544, 5644, 5744, 5755, 5855, 6245, 6447, 6448, 6544, 6547, 6552, 6647, 6652, 6653,

6746, 6752, 6845, 6945, 6946, 7043, 7044, 7045, 7046, 7143, 7144, 7243, 7343, 8458, 8657, 8755, 8760, 8761 y 8856) y 10 cuadrículas UTM 10x10 km (30TUN44, 45, 54, 55, 64, 65, 74, 75, 85 y 86).

Los pliegos recolectados en el transcurso de este trabajo se detallan a continuación: “Los Calares”, Valverde de la Sierra (León), 1.730 m, 30TUN4957, pastizal psicroxerófilo calcícola, 26-IV-2013, Alfaro-Saiz E., Ríos-Cornejo D., García Rogado M.R., 110169 (LEB). Cara sur del Pico Espigüete, Velilla del Río Carrión (Palencia), 1860 m, 30TUN5255, 30TUN5355, pastizal psicroxerófilo calcícola en claros de enebro rastrero, 11-V-2013, Alfaro-Saiz E., Gómez-García I., 110170 (LEB). Peña Grande, Santibáñez de la Peña (Palencia), 1609 m, 30TUN6245, fisuras de roquedo calizo, 27-III-13, Alfaro-Saiz E., Gómez García I., 110171 (LEB); Peñalba, pico Valdecebollas, Brañosa (Palencia), 1767 m, 30TUN888566, ladera caliza pedregosa con enebro rastrero, 11-V-2013, Rodríguez, A. 109684 (LEB); Peña Briame, Cervera de Pisuerga (Palencia), 1.825 m, 30TUN867574, pastos calizos muy pedregosos y crioturbados, en replano cimero, 26-IV-2013, Rodríguez, A., 109683 (LEB); Calar del Cabrito, sierra del Cueto, Cervera de Pisuerga (Palencia), 1.760 m, 30TUN878556, collado calizo con pasto pedregoso crioturbado, 17-IV-2013, Rodríguez, A., 109682 (LEB).

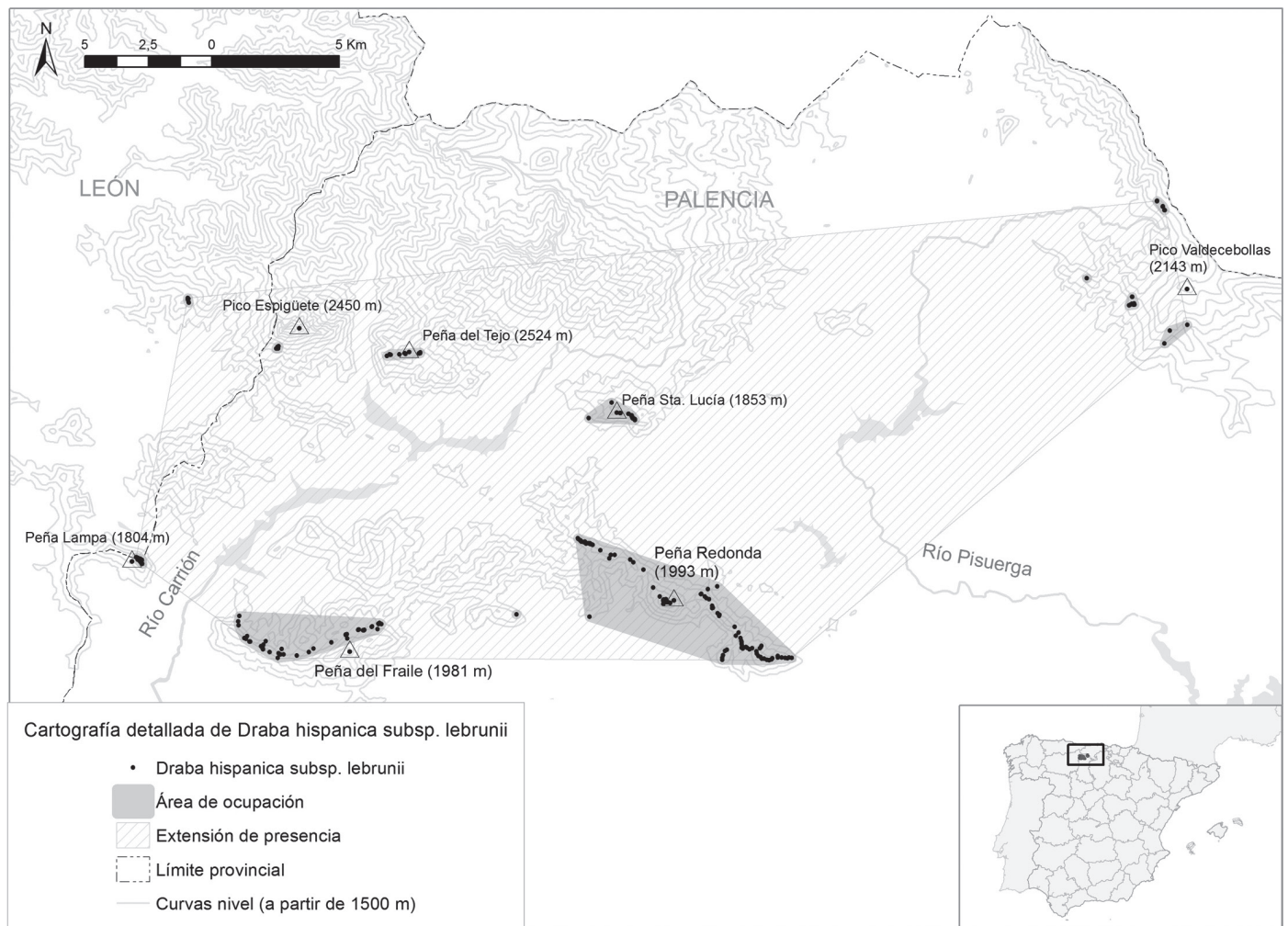


Fig. 1. Mapa de distribución de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* con AOO y EOO.

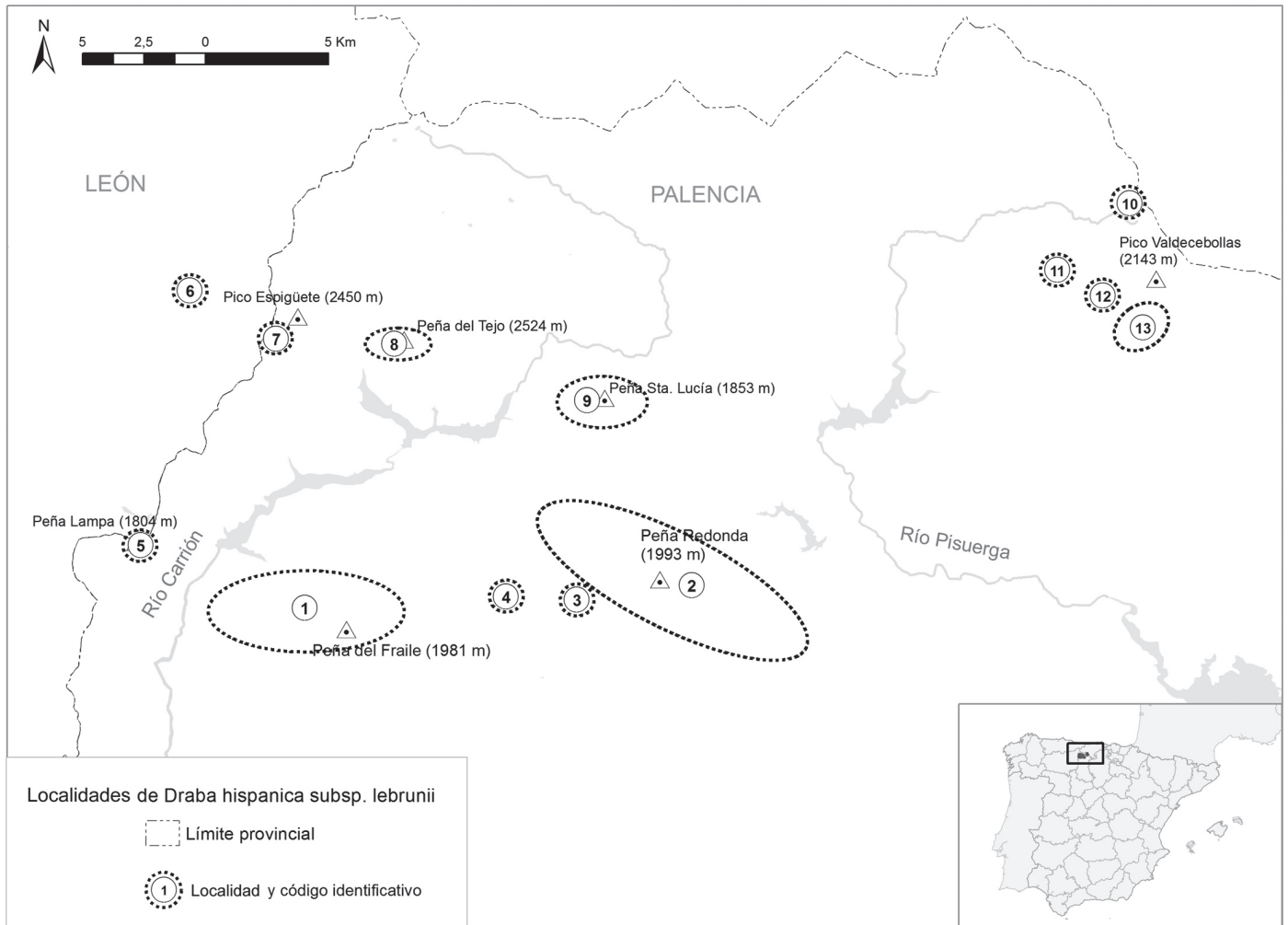


Fig. 2. Localidades de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*.

Código identificativo	Localidad	Provincia	Término Municipal	AOO (Km ²)	UTM 1x1km (Huso 30T, UN)
1	Sierra de la Peña	P	Velilla del Río Carrión, Guardo, Santibáñez de la Peña	5,588	5143, 5144, 5243, 5343, 5443, 5543, 5544, 5644, 5744
2	Macizo Peña Redonda	P	Cervera de Pisuerga, Castrejón de la Peña, Dehesa de Montejo, Triollo	19,337	6447, 6448, 6547, 6647, 6746, 6845, 6945, 6946, 7043, 7044, 7045, 7046, 7143, 7144, 7243, 7343
3	Peña Cotoorno	P	Santibáñez de la Peña	0,0008	6544
4	Peña Grande	P	Santibáñez de la Peña	0,0008	6245
5	Peña Lampa	Le-P	Boca de Huérgano, Velilla del Río Carrión	0,021	4747
6	Los Calares	Le	Boca de Huérgano	0,003	4957
7	Pico Espigüete	P	Velilla del Río Carrión	0,004	5255, 5355
8	Peña del Tejo	P	Velilla del Río Carrión, Triollo	0,066	5755, 5855
9	Peña Sta. Lucía	P	Triollo, Cervera de Pisuerga	0,628	6552, 6652, 6653, 6752
10	Cueva del Cobre	P	La Pernía	0,011	8760, 8761
11	Pico La Verdiana	P	La Pernía	0,0008	8458
12	Peña Tejado-Briame	P	Cervera de Pisuerga	0,036	8657
13	Peñalba-Calar del Cabrito	P	Brañosera, Cervera de Pisuerga	0,146	8755, 8856
TOTALES				25,8424	43 CUTM 1x1km

Tabla 1. Resultados y datos corológicos obtenidos en este trabajo.

2. Hábitat

En la mayoría de las nuevas localidades descubiertas, en especial en las más orientales, hemos observado un reducido número de ejemplares. Además, la planta muestra, en estos casos, una clara preferencia por zonas expuestas y pedregosas, en resaltes y áreas cacuminales. En ellas, el elevado grado de crioturbación favorece una intensa actividad de volteo del suelo, que presenta una elevada proporción de zonas disgregadas con piedras sueltas. Este comportamiento, diferente al que presenta la planta en la mayoría de las localidades clásicas, podría indicar un fenómeno de colonización más o menos reciente ligado a un proceso expansivo de este endemismo. Estas zonas con suelos desnudos pueden representar enclaves favorables para la germinación de las semillas, puesto que son lugares propicios para la alimentación de la avifauna, potencial agente de dispersión a larga distancia de la planta. Además, la estructura de estos biotopos, trae como consecuencia una menor presión por herbivoría, lo que puede inducir la posible expansión del taxón en estos hábitats.

También hemos observado en numerosos enclaves occidentales la presencia de individuos refugiados en el interior de formaciones de sabinas y enebros rastreros. Interpretamos este comportamiento de la planta como una respuesta a la presión por herbívoros, principal factor de amenaza sobre el taxón. La herbivoría es muy elevada en estos enclaves, principalmente por parte de las enormes poblaciones de ciervos y, en menor medida, de ganado vacuno y equino, así como de rebecos. Durante los trabajos de campo hemos contabilizado grupos de más de 250 ciervas en estas zonas durante los periodos de floración y fructificación de la planta. Consideramos que estos refugios son de gran importancia para la pervivencia de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*, ya que hemos observado que en ellos se localiza un elevado número de individuos reproductores con semillas capaces de alcanzar la madurez.

3. Biología floral

Hemos comprobado que las flores de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* son habitualmente visitadas por hormigas del diverso género *Temnothorax* Mayr, habiéndose podido identificar al menos la especie *T. tuberum* Fabricius (X. Espadaler, com. pers.). Son hormigas tímidas y lentas (*unobstrusive*), que forrajean en solitario, con un reducido ámbito de campeo (X. Espadaler com. pers.). Se ha podido observar un curioso comportamiento en estas hormigas, que buscan con fruición y exclusividad los individuos floridos, casi las únicas plantas en flor de estas tempranas épocas vernaes, para alimentarse de su polen y secreciones estigmáticas. Es probable, por tanto, que este género de hormigas cumpla un papel importante en la polinización de esta planta, lo que se ve reforzado por los caracteres morfológicos de la misma, compatibles con la polinización por hormigas (pocas flores, de pequeño tamaño, a baja altura, con una producción de polen moderada, etc.). A medida que avanza la primavera, las flores más tardías son visitadas por otros insectos, principalmente coleópteros. Hemos identificado la presencia casi constante de individuos del género *Philonthus* Stephens en las flores más tardías,

aunque la escasa movilidad de estos insectos no los hace eficaces en la polinización. También hemos comprobado visitas más esporádicas de pequeños curculiónidos como *Apion pomonae* Fabricius. En la época de floración de esta especie, extremadamente fugaz y temprana, prácticamente no hay todavía insectos voladores. Además, apenas unos días después de abrirse las flores, los pétalos se pliegan sobre el ovario dificultando la visita de los mismos, por lo tanto, no consideramos este grupo como un factor de polinización significativo para la planta.

Respecto a la dispersión de las semillas a larga distancia, creemos que puede estar relacionada con algún tipo de ornitocoria. Fundamentamos esta hipótesis en la observación frecuente de la predación por parte de paseriformes alpinos (*Prunella collaris* Scopoli, *Anthus spinoletta* Linnaeus, *Montifringilla nivalis* Linnaeus, etc.) sobre otras crucíferas similares en estos entornos subalpinos (*Erophila verna* (L.) Chevall., *Hornungia petraea* L., *Pritzelago alpina* (L.) Kuntze, *Alyssum montanum* L., etc.). Hemos iniciado un seguimiento mediante fototrampeo, que pretendemos completar con pruebas de germinación de semillas tras ser ingeridas por paseriformes, del que esperamos pronto obtener datos que aclaren este punto.

IV. Conclusiones

Los nuevos datos corológicos obtenidos han permitido ampliar notablemente el área de distribución conocida para *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*. Sobrepasa las barreras naturales que se creía que contenían a este endemismo, los tramos altos de los ríos Carrión y Pisuegra, llegando a alcanzar el macizo de Valdecebollas, a casi 20 km lineales al este de las localidades clásicas más próximas de Peña Redonda.

Así mismo, se ha actualizado el cálculo del AOO y EOO para este endemismo, aumentando el AOO de 0,027 km² (GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 2011) a 25,84 km², y el EOO de 40,66 km² (GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* 2011) a 537,1 km².

Se hace por tanto recomendable revisar su categoría IUCN de amenaza, así como poner en marcha un protocolo de seguimiento de la población para poder comprobar su evolución. Especialmente interesante resulta la monitorización de las localidades más segregadas de su areal clásico, en especial las más orientales del entorno del macizo de Valdecebollas, para comprobar la hipótesis de una posible expansión de la planta en estas zonas. También sería importante evaluar más detalladamente el grado de impacto de los ungulados silvestres y el ganado sobre esta planta, principal factor de amenaza en la actualidad.

Para terminar, cabe indicar que la utilización de modelos de distribución de especies (SDMs) se ha revelado como muy efectiva en la delimitación de áreas de distribución potencial, en especial en el caso de una especie tan restringida y hábitat tan definido como es el caso de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*. Estas modelizaciones, unidas a trabajos de prospección detallados e intensos, son eficaces en la búsqueda de nuevas localidades en endemismos restringidos como *D. hispanica* subsp. *lebrunii*.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a Xavier Espadaler, Sonia Orea, Iván Gómez y al Grupo de Estudios de la Montaña Palentina (GEMPA) la colaboración prestada en el presente trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Anónimo. 2007. – *Decreto 63/2007, de 14 de junio, por el que se crean el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León y la figura de Microrreserva de Flora*. Boletín Oficial de Castilla y León, España, 119: 13197-13204.
- BAÑARES, Á., G. BLANCA, J. GÜEMES, J.C. MORENO & S. ORTÍZ eds. 2010. – *Atlas y Libro rojo de la flora vascular de España, adenda 2010*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (MAGRAMA) - Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas, Madrid, 172 pp.
- CARLÓN, L., J.M. GONZÁLEZ DEL VALLE, M. LAÍNZ, G. MORENO MORAL, J.M. RODRÍGUEZ BERDASCO & O. SÁNCHEZ PEDRAJA . 2010. – Contribuciones al conocimiento de la flora cantábrica, VIII. *Documentos del Jardín Botánico Atlántico*, 7: 1-96.
- GARCÍA-GONZÁLEZ, M.E. 1990. – *Flora y vegetación de la Sierra del Brezo y de la Comarca de La Peña (Palencia)*. Tesis doctoral Universidad de León, 3 vol. : 666 pp., 622 pp., 8 mapas.
- GARCÍA-GONZÁLEZ, M.E., R. ALONSO REDONDO, E. ALFARO SAIZ, R.M. GARCÍA VALCARCE, S. ALONSO GARCÍA & N. FERRERAS JIMÉNEZ. 2011. – Conservation and protection measures for *Draba hispanica* Boiss. subsp. *lebrunii* P. Monts., endemic to the Altocarrionés subsector (Castile and León, Spain). *Acta Botanica Gallica*, 158 (4): 577-594.
- GARCÍA-GONZÁLEZ, M.E., A. PENAS MERINO, L. HERRERO & T.E. DÍAZ. 1992. – Sobre *Draba lebrunii* (P. Monts.) Lainz, su comportamiento fitosociológico. *Lazaroa*, 13: 129-137.
- IRIONDO, J.M. coord. 2011. – *Atlas y Libro rojo de la flora vascular amenazada de España. Manual de metodología del trabajo corológico y demográfico*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (MAGRAMA)-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas, Madrid, 70 pp.
- LLAMAS, F., A. ALONSO, A. ARRÁIZ, A. MOLINA & C. ACEDO. 2009. – Cartografía detallada y catalogación de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* P. Monts. *Lagascalia*, 29: 89-103.
- MONTERRAT, P. 1977. – Quelques aspects de géobotanique historique au nord de l'Espagne. *Documents phytosociologiques*, NS, 1:175-181.
- MORENO, J.C. coord. 2008. – *Lista roja 2008 de la flora vascular española*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas), Madrid, 86 pp.
- PHILLIPS, S.J., R.P. ANDERSON, & R.E. SCHAPIRE. 2006. – Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259.
- PHILLIPS, S.J. & M. DUDÍK. 2008. – Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31: 161-175.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., M.E. GARCÍA-GONZÁLEZ & A. PENAS MERINO. 1991. – Revisión taxonómica de la sección *Aizopsis* DC. del género *Draba* L. en la Península Ibérica. *Candollea*, 46: 439-473.
- RODRÍGUEZ GARCÍA, A. & S. ORECA ÁLVARO. 2012. – Contribuciones a la flora de Palencia (España). *Flora Montiberica*, 51: 7-11.

Conservation de *Subularia aquatica* L. dans la Réserve naturelle nationale du Néouvielle (France)

**Sophie Gonzalez¹, Hervé Gryta¹, Nathalie Escaravage¹, Monique Burrus¹, Jocelyne Cambecèdes²,
Laurence Manhès³, Florence Ardorino⁴, Anne Probst⁵, Olivier Jupille³**

*1. Évolution et Diversité biologique, CNRS, ENFA, UMR5174, Université Toulouse 3 Paul-Sabatier
Bât. 4R1, 118 route de Narbonne, F-31062 Toulouse*

*2. Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, Vallon de Salut,
BP 70315, F-65203 Bagnères-de-Bigorre Cedex*

3. Parc national des Pyrénées, 2 rue du IV-Septembre, BP 736, F-65007 Tarbes cedex

4. EDF – DPIH, 8 rue Claude Marie Perroud, F-31096 Toulouse Cedex 1

*5. Laboratoire Lefe ENSAT, avenue de l'Agrobiopole, BP 32607, Auzerville Tolosane, F-31326 Castanet Tolosan cedex
Auteur contact : E-mail : olivier.jupille@pyrenees-parcnational.fr*

RÉSUMÉ

La Subulaire aquatique (*Subularia aquatica* L.) est une espèce circumboréale, amphibie, se développant dans des eaux peu profondes et oligotrophes. En France, elle semble ne subsister que dans les Pyrénées. L'unique station des Hautes-Pyrénées est située dans la Laquette inférieure d'Orédon, au sein de la Réserve naturelle nationale du Néouvielle. Suivie depuis 1999 dans ce site, elle montre un fort déclin depuis 2006. Une étude bibliographique des données existantes sur l'espèce a été entreprise et des axes prioritaires de recherche mis en place pour approfondir les causes de ce déclin. Ces éléments serviront à l'établissement de mesures de restauration de l'habitat et de conservation de l'espèce *in situ* et *ex situ*. Ces divers éléments seront présentés et discutés ici.

Mots-clés : Brassicaceae, hydrophyte, qualité des eaux, restauration d'habitat, Pyrénées, diversité génétique.

Conservation of *Subularia aquatica* L. in the Réserve naturelle nationale du Néouvielle (France)

ABSTRACT

Awlwort (*Subularia aquatica* L.) is a circumboreal aquatic plant that grows in shallow oligotrophic mountainous lakes. In France, it is restricted to the Pyrenees only. The unique station of the Hautes-Pyrenees department is located in the "Laquette inférieure d'Orédon", within the national natural protected area of Néouvielle (France). This population is being monitored since 1999 and, since 2006, a steep decline in the population size has been recorded. We undertook a large survey of its status worldwide, and of its biological and ecological characteristics, and started several new research axes in order to understand the threats on the Neouvielle population of *S. aquatica*. These will help establishing both *in situ* and *ex situ* conservation protocols, as well as habitat restoration procedures. All these points will be presented and discussed here.

Key words: Brassicaceae, hydrophyte, water quality, habitat restoration, Pyrenees, genetic diversity.

Conservación de *Subularia aquatica* L. en la Reserva Natural del Néouvielle (Francia)

RESUMEN

La *Subularia aquatica* L. es una planta de distribución circumboreal que se desarrolla en aguas poco profundas y oligotróficas. Es una especie con una distribución muy reducida en Francia, solo está presente en los Pirineos, en una estación del departamento francés, Hautes-Pyrénées. Esta estación está situada en el laguillo inferior de Orédon dentro de la Reserva Natural del Néouvielle. Estudiada desde 1999, esta población manifiesta un fuerte descenso desde el año 2006. Para entender las causas de este descenso y elaborar un proyecto de conservación, se ha comenzado con el estudio bibliográfico y el análisis de los datos existentes sobre la calidad de las aguas del laguillo para la restauración del hábitat.

Palabras clave: Brassicaceae, hidrófitos, calidad del agua, restauración del hábitat, Pirineos, diversidad genética.

I. Introduction

Bien que l'évolution des milieux et la modification des écosystèmes soient naturelles, l'accumulation des impacts de l'activité humaine sur l'environnement depuis les 150 dernières années induit une accélération de ces phénomènes. Les conséquences des activités humaines sur l'environnement s'observent notamment sur la dynamique paysagère par la fragmentation et la destruction d'habitats et sur l'augmentation des températures entraînant le déplacement des espèces arctiques vers le nord ou en altitude. Elles impactent très fortement la structure et la dynamique de tous les écosystèmes, la dynamique des populations et accélèrent les rythmes d'extinction. Les hydrophytes en particulier sont l'objet de régressions importantes pour des raisons aussi diverses que l'eutrophisation des eaux, le drainage, la création de barrages perturbant, voire détruisant, certains biotopes ou la régression quasi généralisée des eaux oligotrophes au profit d'eaux mésotrophes à eutrophes (SMOLDERS *et al.* 2002, CHAPPUIS *et al.* 2011).

À partir de 2003, le Plan stratégique national pour la diversité biologique a incité à la création d'un réseau d'espaces protégés comprenant 17 % de la surface terrestre et 10 % de la surface océanique. Un des objectifs majeurs de cette stratégie en France était que, d'ici à 2020, l'état de conservation des espèces menacées soit amélioré et/ou maintenu. Or, lutter contre la régression ou la disparition des espèces passe par une meilleure connaissance de leur biologie et leur écologie, l'identification des menaces ainsi que la mise en place de plans de gestion appropriés. Commencé en 2013, le programme intitulé *Plan de restauration de la subulaire aquatique de Néouvielle*, qui associait le Parc national des Pyrénées, le Conservatoire botanique national des Pyrénées et Midi-Pyrénées, l'Université Paul-Sabatier (laboratoires EDB, Ecolab/INP) et l'Université du Mirail (laboratoire Geode) avec les soutiens d'EDF et du Réseau national des réserves naturelles de France, vise à préserver et restaurer la subulaire aquatique (*Subularia aquatica* L.) et son habitat, au sein de la Réserve naturelle nationale du Néouvielle. Cette population relictuelle montre un déclin important et très rapide dont l'origine est inconnue à ce jour. Seront présentées ici les connaissances acquises à ce jour sur l'espèce (biologie, écologie, répartition) et les hypothèses retenues quant à l'origine possible du déclin, ainsi que les propositions de gestion conservatoire.

II. La subulaire aquatique, une plante mal connue

1. Biologie et écologie de *Subularia aquatica*

La subulaire aquatique (Fig. 1) est une herbacée aquatique de la famille des Brassicaceae, l'une des deux espèces du genre. Trois variétés sont connues à ce jour, *S. aquatica* L. var. *aquatica* en Eurasie, *S. aquatica* var. *mexicana* G.A. Mulligan & Calder au Mexique et *S. aquatica* var. *americana* (G. Mulligan & Calder) B. Boivin en Amérique du Nord, toutes les trois annuelles ou bisannuelles.

S. aquatica est de petite taille, avec une tige glabre courte et épaisse. Les feuilles, étroites et d'une longueur de 1 à 5 cm, sont insérées à la base de la tige en une rosette. Elles sont



Fig. 1. *Subularia aquatica* L., étang de Comte (Ariège, août 2013)
© CBNPMP/Jérôme Garcia

cylindriques, subulées et entières, avec des caractéristiques anatomiques de phyllodes (NOWAK *et al.* 2010). L'inflorescence, d'une taille comprise entre 2 et 10 cm, est une grappe avec deux à huit fleurs blanches, d'environ 1 mm de diamètre, actinomorphes et hermaphrodites. La floraison est estivale (selon les régions, juin à août, voire juillet à octobre). Les individus sembleraient être en fonction des conditions soit autogames strictes (cléistogamie) quand ils sont totalement submergés, soit autogames et/ou allogames, probablement entomogames, lorsqu'ils sont exondés (WOODHEAD, 1951) mais aucun pollinisateur n'a été identifié à ce jour. Le fruit, gonflé et oblong, est de type silicule (longueur : 2-3 mm), avec en moyenne quatre à huit graines, chaque plant pouvant produire entre 8 à 125 graines hydrochores, de très petite taille (WOODHEAD 1951). Cette plante serait aussi capable de se reproduire végétativement par stolons (RAGUÉ 2006). Les racines sont blanches et adventives. KOHOUT *et al.* (2012) ont montré l'existence de plusieurs espèces de champignons dans les racines de plants submergés, *Tetracladium furcatum*, *Trichocladium* sp., *Helotiales* sp., *Spirosphaera* sp. et *Pleosporales* sp.

Subularia aquatica vit dans des eaux claires, froides (moyenne en juillet : 12,6°C) et peu profondes (< 1 m généralement), à faible courant, sur les rives des lacs oligotrophes, rarement eutrophes (TOIVONEN & HUTTUNEN 1995). On la trouve dans les régions boréales et circumboréales et au niveau des lacs de montagne, généralement en régions tempérées à haute altitude mais aussi dans les mares, étangs et tourbières. Espèce héliophile, principalement nitrofuge, elle ne semble pas supporter la salinité (DALTON 2005). Elle est ancrée sur des substrats d'origine granitique, pauvres en calcaires, acides, minéraux, grossiers ou fins. D'après WOODHEAD (1951), cette espèce semble mal tolérer les pollutions.

Elle est souvent associée à des espèces végétales comme *Eleocharis acicularis* (L.) Roem. & Schult. (MULLIGAN & CALDER 1964) et à des Isoetides comme *Lobelia dortmanna* L., *Littorella uniflora* (L.) Aschers, 1864 (WOODHEAD 1951) et *Isoetes* spp. (FARMER & SPENCER, 1986). *S. aquatica* relève de l'habitat « Eaux stagnantes oligotrophes

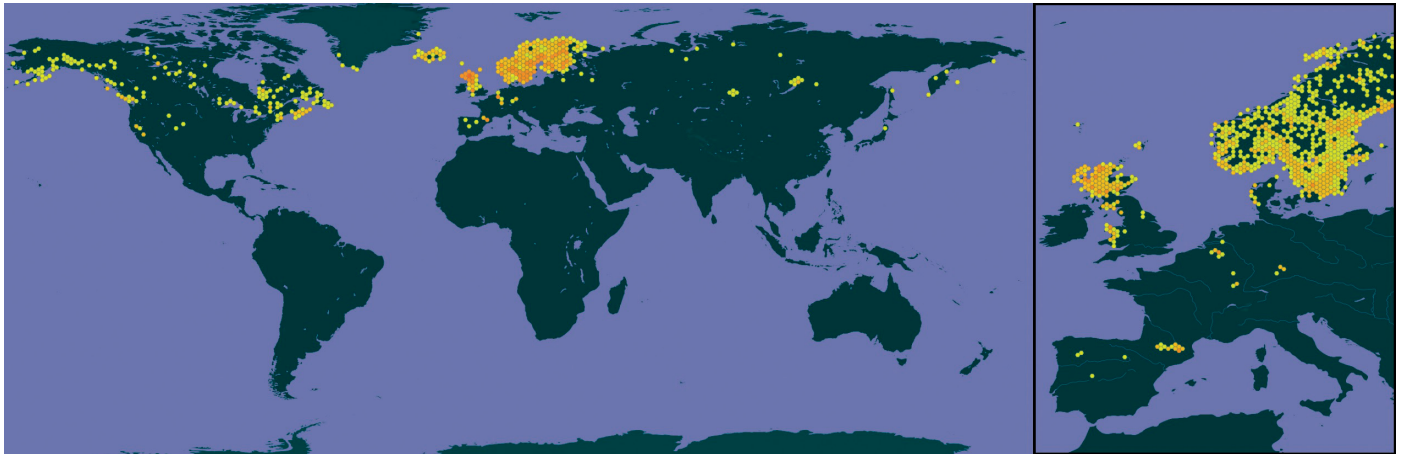


Fig. 2. Répartition géographique mondiale de *Subularia aquatica*, de 1800 à 2013. Zoom sur l'Europe à droite.

Source : © Global Biodiversity Information Facility (<https://www.gbif.org/species/5373421>), © OpenStreetMap contributors, © OpenMapTiles

à mésotrophes avec végétation des *Littorelletea uniflorae* et/ou des *Isoeto-Nanojuncetea* », habitat d'intérêt communautaire non prioritaire au titre de la directive européenne 91/43/CEE dite « habitats, faune, flore » (code EUR 3130).

2. Répartition et statut de *Subularia aquatica*

S. aquatica est relativement mal connue et échappe aisément aux efforts de prospections en raison de sa petite taille, de sa floraison peu spectaculaire et de ses habitats relativement inaccessibles.

De fait, il apparaît de la littérature que cette espèce est généralement rare mais possiblement abondante en certaines localisations. Elle est présente dans toute la partie de l'hémisphère nord (Fig. 2), de l'Alaska jusqu'au Japon, avec une distribution disjointe (WOODHEAD 1951, MULLIGAN & CALDER 1964). En Amérique du Nord, cette espèce circumboréale est présente dans les régions néarctiques (Groenland, états du nord et de l'ouest des USA, Canada hormis Alberta). On la retrouve aussi dans l'ouest et le nord de l'Europe, en Islande, Grande-Bretagne, Irlande, Scandinavie jusqu'au nord de la Russie, en Sibérie, en Bulgarie et en Espagne.

En France (Fig. 2), elle semble avoir disparu de la Lorraine et des Vosges (lacs de Gérardmer et de Longemer), mais est encore présente dans la chaîne pyrénéenne sur des matériaux acides des ceintures alpines et subalpines (NINOT *et al.* 2000 ; http://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/125264/tab/sources). Réputée relativement abondante en Ariège et dans les Pyrénées-Orientales (lacs du Carlit), elle est restreinte à une seule population dans les Hautes-Pyrénées, celle de la Laquette inférieure d'Orédon.

La subulaire aquatique est classée LC (préoccupation mineure) sur la liste rouge européenne (BILZ *et al.* 2011), mais est éteinte en Belgique et régionalement éteinte en Suisse. En régression constante au Canada et aux États-Unis, elle bénéficie d'un statut d'espèce en danger ou menacée. En Espagne, elle bénéficie d'un statut de protection en Catalogne, mais également d'un statut d'intérêt spécial en Aragon et

d'une attention particulière dans la région de Castilla y León. Elle est classée EN (en danger) sur la liste rouge de la flore vasculaire de Midi-Pyrénées (CORRIOL 2013)¹. En Lorraine et en Midi-Pyrénées, elle possède un statut de protection par arrêtés ministériels du 3 janvier 1994 (Lorraine) et du 30 décembre 2004 (Midi-Pyrénées). Ces diverses classifications traduisent un risque réel d'extinction en conditions naturelles, tant au niveau régional que mondial.

3. La population de la subulaire aquatique de la Laquette inférieure d'Orédon

La Laquette inférieure d'Orédon, incluse dans la Réserve naturelle nationale du Néouvielle, se situe à une altitude de 2069 m. C'est un lac naturel de petite taille (surface : 2,7 ha), d'une profondeur maximale de 3 m et caractérisé par des pentes douces, un substrat granitique recouvert de sédiments fins et une microtopographie du fond relativement plane. Les entrées d'eaux de ce lac sont directement dépendantes du barrage d'Aubert situé en amont.

La première mention de subulaire au Néouvielle date de 1949 (CHOUARD 1949, CORILLION 1949-1950). Depuis 1999,

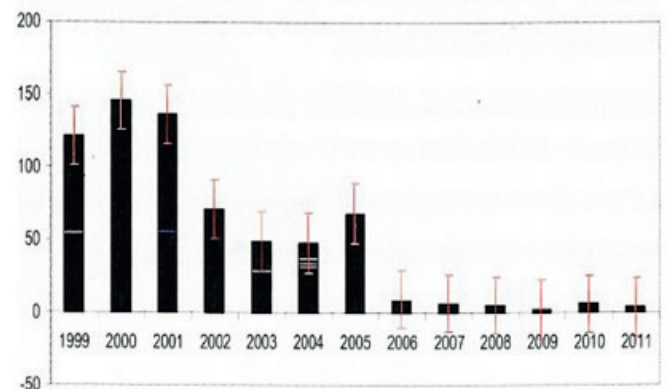


Fig. 3. Évolution des effectifs de subulaire sur un site de la Laquette inférieure d'Orédon. Source : Parc national des Pyrénées.

[1] Elle a été classée depuis VU pour la France métropolitaine (UICN France *et al.*, 2019) et NT (quasi-menacée) pour les Pyrénées (Espagne, France, Andorre ; CBNPMP *et al.*, 2019).

le Parc national des Pyrénées a initié un suivi afin de mesurer précisément la dynamique de cette population de subulaire. Une station localisée sur une berge de la Laquette inférieure a fait l'objet d'observations annuelles. Les treize années de suivis menés de 1999 à 2012 montrent une forte décroissance à partir de 2006 (Fig. 3). Le dernier recensement de la période (2012) faisait état d'un effectif total compris entre 150 et 200 individus sur la Laquette, montrant l'urgence de la mise en place d'un programme de conservation de l'espèce et de son habitat.

III. Causes de régression de la subulaire à Néouvielle : plusieurs axes de recherche

Les observations menées sur la Laquette inférieure suggèrent une disparition probable de la population de subulaire à court terme. Les raisons de ce déclin ne sont pas clairement établies et divers facteurs, probablement concomitants, doivent être analysés : parmi les plus probables, une modification de la qualité physico-chimique des eaux d'origine anthropique, directe ou indirecte, une modification des régimes hydriques et sédimentaires par le barrage d'Aubert incompatible avec la biologie de l'espèce (GACIA & BALLESTEROS 1998) ou encore un appauvrissement génétique.

1. Étude de la qualité, chimique et écologique, des eaux et des sédiments de la Laquette

L'évaluation de la qualité des eaux d'un plan d'eau selon la Directive cadre Eau (DCE, arrêté du 25 janvier 2010) doit prendre en compte à la fois l'état écologique et chimique des eaux, ainsi que la qualité chimique du sédiment. Doivent notamment être mesurés dans l'eau les éléments physico-chimiques généraux (transparence, nutriments, azote, phosphore, température, oxygène et pH) et les polluants spécifiques parmi lesquels les polluants non synthétiques (chlore, arsenic, cuivre, zinc) (www.eau-adour-garonne.fr).

Plusieurs lacs des Pyrénées ont ainsi fait l'objet de suivis entre 2009 et 2011 par l'Agence de l'eau Adour-Garonne. Ils ont montré un bon état général avec une bonne qualité biologique et physico-chimique associée à de très bonnes conditions hydro-morphologiques. En particulier, le lac d'Orédon voisin (1 850 m) est caractérisé par un très bon état physico-chimique en termes de nutriments et de transparence, un bon état chimique en l'absence de polluant spécifique et d'un très bon état biologique. Cette étude confirme une situation équilibrée de type oligotrophe à Orédon. En revanche, des micropolluants ont été mesurés dans les sédiments, probablement d'origine naturelle (arsenic, nickel).

À la lumière de ces observations, il paraît nécessaire de vérifier la qualité de l'environnement aquatique de la subulaire à la Laquette inférieure en raison des exigences écologiques particulières de l'espèce et de son extrême sensibilité aux ions. Une étude géochimique spatialisée a été initiée. Elle a pour but d'évaluer, en fonction de l'éloignement des berges, de la profondeur, de la position dans le lac par rapport aux entrées des écoulements et au piétinement par le bétail, les paramètres suivants : qualité des eaux (concentration en ions tels C, N, Ca, Mg, Na, K, P ; conductivité qui mesure la quantité de solutés dans l'eau ; pH qui affecte la disponibilité

en nutriments et en carbone ; transparence de l'eau affectant les processus photosynthétiques, d'après SILK & CIRUNA 2004), niveau d'eutrophisation, pouvoir tampon, présence de micro-contaminants, ainsi que la nature et l'origine, allochtone ou autochtone, des sédiments qui s'accumulent au fond de la Laquette, la nature et l'origine du flocculat floconneux qui recouvre la végétation. Ces données seront ensuite comparées à celles d'autres lacs choisis pour leur effectif élevé de subulaire. De tels lacs ont été observés en Ariège lors de l'été 2013.

2. Étude de l'appauvrissement génétique

L'appauvrissement génétique doit être considéré comme un facteur de risque d'extinction locale chez la subulaire aquatique, comme c'est généralement le cas pour des populations de taille réduite, à distribution fragmentée. Or, la diversité génétique intra- et inter-populations est un élément crucial pour la survie à long terme de toute espèce en permettant son adaptation aux changements environnementaux. En outre, connaître la distribution de la diversité à grande échelle entre différentes populations permet d'apprécier le degré d'isolement d'une population relictuelle ou potentiellement en danger. Aux échelles locales, elles aident aussi à déterminer les stratégies de colonisation et de maintien des populations. Enfin, plus particulièrement pour les espèces rares ou en danger, une estimation précise de cette variation génétique inter- et intra-populations s'avère utile pour appréhender son état de conservation, les causes de son déclin, et fournit des informations fondamentales dans la conception d'une stratégie de conservation des populations d'une espèce (GE *et al.* 2003, ZHENG *et al.* 2012, FRANKHAM *et al.* 2002, DING *et al.* 2013).

Aucune donnée sur la diversité génétique des populations de *Subularia aquatica* n'existe à ce jour, que ce soit à grande échelle où à l'échelle locale des Laquettes du Néouvielle. Le genre *Subularia* n'est pas ou très peu étudié d'un point de vue génétique. Aussi, pour l'analyse des caractéristiques génétiques de la population de Néouvielle comparativement aux autres populations pyrénéennes de subulaire aquatique, il a été choisi de s'orienter en premier lieu vers des marqueurs généralistes dominants de type ISSR (*inter-simple sequence repeats*) qui présentent l'avantage de produire un grand nombre de marqueurs polymorphes (TRINDADE *et al.* 2012). Aucune connaissance préalable du génome n'est nécessaire et les ISSR sont plus fiables et reproductibles que les RAPD dans la mesure où la température d'hybridation de leurs amorces est plus haute et leurs séquences plus longues. En parallèle, une étude de la diversité géotypique sera initiée au niveau de la population de la Laquette afin de déterminer le degré de clonalité et, le cas échéant, le mode de croissance clonale de la subulaire.

IV. Conservation *ex situ* et restauration de l'habitat

1. Conservation *ex situ*

Le volet *ex situ* du programme a pour objectif d'étudier les possibilités de préservation en laboratoire de la souche « Néouvielle » de l'espèce. Il s'agit : **i**) de rechercher des graines dans les sédiments, **ii**) d'évaluer les possibilités de récolte de

graines sur des plants exondés, **iii**) de les traiter et conditionner pour une conservation optimale, **iv**) d'étudier les possibilités de mises en culture de graines en laboratoire dans l'hypothèse d'un renforcement ultérieur. Ce travail sera complété par un bilan de l'état de conservation des populations de subulaire à l'échelle des Pyrénées *via* des prospections de terrain en plongée. Il vise à disposer de connaissances actualisées sur l'espèce dans les Pyrénées, tant en termes de répartition que d'effectifs, et à identifier des sources de matériel biologique (graines et plants) pour les mises en cultures *ex situ*.

Les conditions de germination des graines de subulaire aquatique, dont la taille est généralement inférieure à 1 mm, sont inconnues à ce jour, mais leur mise au point constitue une priorité dans le cadre de ce projet. Les Brassicaceae produisent des graines plutôt exalbuminées, l'embryon occupant l'essentiel de la graine (ATWATER 1980), alors que l'albumen est réduit à une fine couche autour de celui-ci. Le mince tégument de la graine contient une couche mucilagineuse qui, lors de l'imbibition, devient imperméable à divers gaz, dont l'oxygène. En outre, elle peut contenir des inhibiteurs de la germination. Selon ATWATER (1980), les graines du type Brassicaceae répondent à des traitements à l'acide gibbéréllique, à la lumière, au KNO_3 et à des alternances de température bien marquées. ELLIS *et al.* (1985) préconisent d'utiliser du KNO_3 à 0,2 % ou de l'acide gibbéréllique (100-400 ppm). Au contraire, les graines des plantes aquatiques ont un tégument perméable. L'acide gibbéréllique stimule la germination des graines des plantes aquatiques qui présentent une dormance physiologique peu profonde. Selon BASKIN & BASKIN (1998), une scarification permettrait d'augmenter le taux de germination des graines des hydrophytes.

Plusieurs conditions de germination seront donc testées sur les lots de graines de subulaire aquatique récoltées dans les Pyrénées : stratification au froid, traitements chimiques (KNO_3 , acide gibbéréllique), conditions thermiques et lumineuses de germination. Les plants seront ensuite cultivés *ex situ* en aquarium en vue de la production de graines.

2. Restauration de l'habitat

Ce volet concerne deux objectifs distincts et complémentaires : la protection physique des stations de subulaire de la Laquette contre le piétinement et la création d'un habitat favorable à l'espèce.

La Réserve du Néouvielle est le siège d'une forte activité touristique (pêcheurs de loisirs, randonneurs, visiteurs) et pastorale (jusqu'à 270 bovins et 1400 ovins). La pêche est autorisée dans les Laquettes qui connaissent des pics de fréquentation à certaines périodes. Par ailleurs, la Réserve fait l'objet d'un plan de gestion piscicole. Pour limiter l'impact du piétinement sur les stations de subulaire émergées, une mise en défend des stations de la Laquette inférieure par une barrière partiellement immergée a été réalisée en 2006.

Parallèlement, des travaux de génie écologique consisteront à construire sur les berges de la Laquette des îlots de sédiments favorables à la subulaire, d'environ 1 m² chacun,

suffisamment proches les uns des autres pour qu'un cordon de substrat granitique reliant ces stations puisse être créé pour les connecter. Ce cordon, d'une hauteur de 10 cm, constituera l'extension de l'habitat favorable à la subulaire. Il se fera par apport de pierres et blocs trouvés sur place et dépassera le tapis de sédiments fins environnants. L'apport de vases et de sédiments avec des graines de la banque de semences locale se fera ensuite depuis une zone d'extraction immergée voisine, directement sur ces blocs. Un suivi pluri-annuel de la végétalisation de ce cordon sera ensuite réalisé. L'expérience acquise et le mode opératoire proposé pourront être mobilisés dans le cadre d'un éventuel renforcement de la population de la Laquette. Ces éléments pourront également être valorisés dans le cadre de la restauration d'autres stations à l'échelle des Pyrénées et au-delà.

V. Conclusion

Le but ultime d'un programme de conservation d'une espèce menacée est d'établir ou maintenir des populations naturelles qui soient génétiquement diversifiées et démographiquement stables. Plusieurs axes doivent être étudiés en parallèle (NISHIHIRO *et al.* 2009) : évaluer le statut des diverses populations tant démographique que génétique, connaître les spécificités biologiques, génétiques et écologiques de l'espèce, comprendre les causes du déclin des populations et y remédier en mettant en place un plan de conservation adapté qui implique les réseaux locaux d'acteurs. C'est cette démarche intégrative que nous proposons de développer pour la subulaire aquatique².

BIBLIOGRAPHIE

- ATWATER, B. R. 1980. – Germination, dormancy and morphology of the seeds of herbaceous ornamental plants. *Seed Science and Technology*, 8: 549.
- BASKIN, C.C. & J.M. BASKIN. 1998. – *Seeds, ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. Academic Press, San Diego, 666 pp.
- BILZ, M., S.P. KELL, N. MAXTED & R.V. LANSDOWN. 2011. – *European Red List of vascular plants*. Publications Office of the European Communities, Luxembourg, x-130 pp.
- CBNPMP (coord.), Aranzadi, CBNMED, CMCNB, IBB-CSIC, IEA-CENMA, IPE-CSIC & UB, 2019. – *Liste rouge de la flore vasculaire des Pyrénées*. Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, Sociedad de ciencias Aranzadi/ Aranzadi Zientzia Elkarte, Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles, Consorci del Museu de Ciències Naturals de Barcelona, Instituto Botánico de Barcelona, Institut d'Estudis Andorrans, Instituto Pirenaico de Ecología, Universitat de Barcelona, Bagnères-de-Bigorre (France), 28 pp.
- CHAPPUIS, E., E. GACIA & E. BALLESTEROS. 2011. – Changes in aquatic macrophyte flora over the last century in Catalan waterbodies (NE Spain). *Aquatic Botany*, 95 : 268-277.
- CHOUARD, P. 1949. – Les éléments géobotaniques constituant la flore du massif de Néouvielle et des vallées qui l'encadrent : étude

[2] Cette démarche, avec l'ensemble des travaux présentés dans cet article, ont été menés jusqu'en 2018. Les résultats n'ont pas été encore publiés et sont disponibles uniquement sous forme de rapports.

- servant de « catalogue raisonné des principales plantes vasculaires du massif ». *Bulletin de la Société botanique de France*, session extraordinaire, 96 : 84-121.
- CORILLION, R. 1949. – Sur la présence du *Nitella capillaris* (Krocker) Groves & Bullock-Webster dans le massif de Néouvielle (Hautes-Pyrénées). *Bulletin de la Société botanique de France*, 96 : 240-241.
- CORILLION R. 1950. – *Subularia aquatica* L. dans les Hautes-Pyrénées. *Le Monde des Plantes*, 27 : 267-268.
- CORRIOL, G. (Coord.). 2013. – Liste rouge de la flore vasculaire de Midi-Pyrénées. Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, 16 pp.
- DALTON, A. 2005. – Preliminary survey of the macrophyte flora of Loch Skeen, Dumfriesshire. *Transactions of the Dumfriesshire and Galloway Natural History and Antiquarian Society*, LXXIX: 21-24.
- DING, G., D. ZHANG, Y. YU, L. ZHAO & B. ZHANG. 2013. – Analysis of genetic variability and population structure of the endemic medicinal *Limonium sinense* using molecular markers. *Gene*, 520: 189-193.
- ELLIS, R.H., T.D. HONG & E.H. ROBERTS. 1985. – *Handbook of seed technology for Genebanks, 2 - Compendium of specific germination information and test recommendation*. International Board for plant genetic resources, Rome, XVII, 456 pp.
- FARMER, A.M. & D.H.N. SPENCER. 1986. – The growth strategies and distribution of isoetids in Scottish freshwater lochs. *Aquatic Botany*, 26: 247-258.
- FRANKHAM, R., D.A. BRISCOE & J.D. BALLOU. 2002. – *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press, Cambridge (UK), 617 pp.
- GACIA, E. & E. BALLESTEROS. 1998. – Effects of building up a dam in a shallow mountain lake (Baciver, Central Pyrenees). *Oecologia Aquatica*, 11: 55-66.
- GE, X.J., Y. YU, N.X. ZHAO, H.S. CHEN & W.Q. QI. 2003. – Genetic variation in the endangered Inner Mongolia endemic shrub *Tetraena mongolica* Maxim. (Zygophyllaceae). *Biological Conservation*, 111: 427-434.
- KOHOUT, P., Z. SYKOROVA, M. ČTVRŤLIKOVÁ, J. RYDLOVA, J. SUDA, M. VOHNÍK & R. SUDOVA. 2012. – Surprising spectra of root-associated fungi in submerged aquatic plants. *FEMS Microbial Ecology*, 80: 216-235.
- MULLIGAN, G.A. & J.A. CALDER. 1964. – The genus *Subularia*. *Rhodora*, 66: 127-135.
- NINOT, J.M., J. CARRERAS, E. CARRILLO & J. VIGO. 2000. – Syntaxonomic conspectus of the vegetation of Catalonia and Andorra. I - Hydrophilous herbaceous communities. *Acta Botanica Barcinonencia*, 46: 191-237.
- NISHIHIRO, J., R. UESUGI, S. TAKAGAWA & I. WASHITANI. 2009. – Toward the restoration of a sustainable population of a threatened aquatic plant, *Nymphoides peltata*: integrated genetic/demographic studies and practices. *Biological Conservation*, 142: 1906-1912.
- NOWAK, J.S., J. ONO, & Q.C.B. CRONK. 2010. – Anatomical study of an aquatic mustard: *Subularia aquatica* (Brassicaceae). *Aquatic Botany*, 93: 55-58.
- RAGUÉ, J.C. 2006. – *Suivi des lacs vosgiens. Gérardmer, Longemer et Retourenmer*. Conservatoire des sites lorrains, Nancy, 12-VI p.
- SILK, N. & K. CIRUNA. 2004. – *A Practitioner's Guide to Freshwater Biodiversity Conservation*. Island Press, Washington (DC), X, 393 pp.
- SMOLDERS, A.J.P., E.C.H.E.T. LUCASSEN & J.G.M. ROELOFS. 2002. – The isoetid environment: biogeochemistry and threats. *Aquatic Botany*, 73: 325-350.
- TOIVONEN, H., & P. HUTTUNEN. 1995. – Aquatic macrophytes and ecological gradients in 57 small lakes in Southern Finland. *Aquatic Botany*, 51: 197-221.
- TRINDADE, H. I., SENA, S. GONÇALVES & A. ROMANO. 2012. – Genetic diversity of wild populations of *Tuberaria major* (Cistaceae), an endangered species endemic to the Algarve region (Portugal), using ISSR markers. *Biochemical Systematics and Ecology*, 45: 49-56.
- UICN France, FCBN, AFB & MNHN (2018). – *La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Flore vasculaire de France métropolitaine*. Comité français de l'UICN, Fédération des Conservatoires botaniques nationaux, Agence française pour la biodiversité & Muséum national d'histoire naturelle, Paris (France), 32 pp.
- WOODHEAD, N. 1951. – Biological Flora of the British Isles: *Subularia* L. *Journal of Ecology*, 39: 465-469.
- ZHENG, D.J., L.S. XIE, J.H. ZHU & Z.L. ZHANG. 2012. – Low genetic diversity and local adaptive divergence of *Dracaena cambodiana* (Liliaceae) populations associated with historical population bottlenecks and natural selection: an endangered long-lived tree endemic to Hainan Island, China. *Plant Biology*, 14: 828-838.

Seguimiento de la Flora Amenazada de Andorra y actualización de la check-list (2009-13)

Clara Pladevall & Marta Domènech

*Andorra Recerca + Innovació, Avda. Rocafort, 21-23, Ed. Moli 3r - AD600 Sant-Julià-de-Lòria, ANDORRA.
E-mail : cpladevall@ari.ad*

RESUMEN

La flora andorrana se encuentra amenazada por el cambio global y un 18,9% de taxones de flora vascular andorrana se encuentra en alguna categoría de amenaza, según la publicación «*Check-list i Llista vermella de la flora d'Andorra*», de 2008.

En primer lugar se agrupan las novedades florísticas para Andorra publicadas en los años 2009-2013, que dan como resultado un aumento de 46 nuevos taxones para la check-list de la flora del Principado, actualizada respecto al 2008. Presentamos el estudio *Seguimiento de la Flora Amenazada de Andorra*, resumiendo los objetivos principales, los resultados más relevantes y una propuesta de continuidad para los próximos años.

El CENMA desarrolla un seguimiento florístico de las especies de flora vascular más amenazadas, con los objetivos de (1) mejorar el conocimiento de las poblaciones amenazadas, (2) mantener actualizada la lista roja de Andorra y (3) aportar información para definir medidas de conservación florística para el Principado. El protocolo de seguimiento se realiza por ambientes, censando los individuos, cartografiando las poblaciones y evaluando cuáles son sus principales factores de amenaza. Finalmente se dan los primeros resultados del seguimiento en Andorra entre los años 2009 y 2013.

Palabras clave: flora, Andorra, lista roja, Pirineos.

RÉSUMÉ

Suivi de la flore menacée en Andorre et actualisation de la check-list (2009-13)

La flore andorrane est menacée par le changement global, de ce fait un 18,9 % de taxons de la flore vasculaire andorrane serait menacé selon la publication de la « *Check-list i Llista vermella de la flora d'Andorra* », parue en 2008.

Dans cet article nous regroupons les nouveautés floristiques publiées de 2009 à 2013, qui apportent 46 nouveaux taxons pour la check-list de la flore de la Principauté, actualisée par rapport à l'année 2008. Nous présentons l'étude *Suivi de la Flore Menacée d'Andorre*, en résumant les principaux objectifs, les résultats les plus notables et les actions proposées pour les prochaines années.

Le CENMA a mis en place un suivi floristique des espèces vasculaires les plus menacées avec les objectifs suivants : (1) améliorer les connaissances des populations menacées, (2) actualiser la liste rouge de l'Andorre et (3) obtenir les informations nécessaires pour définir les mesures de conservation floristique dans la Principauté. Le protocole de suivi est réalisé selon les milieux, en recensant les individus, en cartographiant les populations et en évaluant les principales menaces. Finalement les premiers résultats du suivi en Andorre entre les années 2009 et 2013 sont présentés.

Mots-clés : flore, Andorre, liste rouge, Pyrénées.

ABSTRACT

Monitoring of the threatened flora of Andorra and updating of the check-list (2009-13)

The flora in Andorra is threatened as consequence of the global change and about 18,9% of the taxons from the andorran vascular flora is under any potential threat according to the “*Check-list i Llista vermella de la flora d'Andorra*”, published in 2008.

First of all, this article grouped floristic andorran news published in the years 2009-13, resulting in an increase of 46 new taxa for the updated check-list to 2008. We present here the study *Seguimiento de la Flora Amenazada de Andorra*, summarizing the main objectives, the valuable results and the proposal of continuity for the coming years.

The CENMA carries out a flora monitoring of the most threatened species of the vascular flora, with the following objectives: (1) improve the

knowledge of the threatened populations, (2) to keep the red list up in Andorra and (3) provide information in order to define floristic conservation measures in the Principality. The monitoring protocol takes place in different environments, recording the individuals, mapping the populations and assess the main causes of threatened. Finally, we present the first results of the monitoring project in Andorra, between 2009 and 2013.

Key words: flora, Andorra, red list, Pyrenees.

I. Introducción

La flora andorrana se encuentra amenazada por el cambio global, en concreto por cambios en los usos del suelo, por la introducción y expansión de especies alóctonas y por un muy probable aumento de las temperaturas en las próximas décadas. En los valles de Andorra se ha detectado un 38,3% de cambio en la utilización del suelo entre los años 1972 y 1995 (CARITG, inédito), además de un aumento de la temperatura media de 0,7°C en el periodo 1934-2008 (ESTEBAN *et al.*, 2009).

La riqueza florística asociada a la amenaza, hace que algunos de los hábitats de Andorra sean frágiles y pueda ser oportuno en el futuro desarrollar medidas de preservación. Por esta razón, es necesario estudiar bien la flora para conocer el grado de conservación y amenaza de las especies autóctonas. En este sentido el Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Andorra y el CENMA de l'Institut d'Estudis Andorrans promovieron el estudio y publicación de la "Check-list y lista roja de la flora de Andorra" a cargo del Grup de Recerca de Geobotànica i Cartografia de la Vegetació, de la Universitat de Barcelona. La monografía, publicada en 2008 (CARRILLO *et al.* 2008), fue la última aproximación al estado de conservación de la flora vascular andorrana en su conjunto.

II. Actualización de la Check-list de la flora de Andorra (2009-13)

El trabajo crítico y recopilatorio de la flora de Andorra de CARRILLO *et al.* (2008) confirmó la existencia de 1.537 taxones de flora vascular en el Principado. Desde la fecha de finalización de dicho trabajo hasta la actualidad, se han realizado estudios que incluyen nueva información para la flora de Andorra, implicando un aumento en la cifra de especies de la check-list andorrana. En este sentido hemos recopilado un total de 46 nuevas especies para el Principado, procedentes de los estudios siguientes: LAZARE 2005, LAZARE *et al.* 2005, RIBA 2005, LAZARE & RIBA 2010, RIBA & LAZARE 2010, CARRILLO *et al.* 2011, DOMÈNECH & NIELL 2010-11, RUZAFÀ 2011 i PUJADAS *et al.* 2012. Cabe señalar que gran parte de estas especies son alóctonas y naturalizadas (RUZAFÀ 2011 cita 27 especies). Esto suma un total de 1.583 taxones de flora vascular para la check-list andorrana. La lista completa de los taxones incluidos, puede ser consultada en la Fig. 1.

III. Lista roja de la flora de Andorra

1. Estado actual

La publicación de CARRILLO *et al.* (2008) evaluaba el riesgo de extinción regional para las especies incluidas en la Check-list, según las categorías y criterios de la UICN (2001, 2003). Por lo que concierne a la evaluación de los taxones incorporados a la Check-list con la presente publicación, cabe decir que aún no han sido evaluados (NE).

Como muestra la Fig. 2, el 18,9% del total de la flora

andorrana se encuentra en alguna de las categorías de amenaza de la UICN (CR, EN i VU), un 4,7% estaría en la categoría DD y un 2,9% se incorporaría en la categoría de no evaluado (NE) para un total de 1.583 taxones.

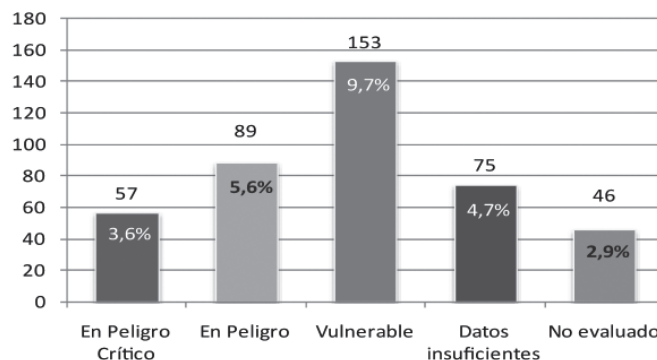


Fig. 2. Categorías de amenaza de las especies de la flora de Andorra. Incorporando a CARRILLO *et al.* (2008) los nuevos taxones no evaluados.

Se debe tener en cuenta que las listas rojas no son estáticas y deben ser actualizadas para adaptarlas a los posibles cambios que afecten la supervivencia de las especies. Por esa razón el CENMA considera necesario censar y seguir prioritariamente las especies más amenazadas del país (clasificadas como "En Peligro Crítico" o "En Peligro" en CARRILLO *et al.* (2008)). En este sentido se ha elaborado un protocolo de seguimiento que se describe a continuación.

2. Seguimiento de la flora amenazada de Andorra

El seguimiento propuesto se realiza por ambientes. Los objetivos son:

1. mejorar el conocimiento de las poblaciones de flora amenazada de Andorra,
2. mantener actualizada la lista roja de la flora de Andorra,
3. aportar información para definir medidas de conservación florística para el Principado.

Los taxones escogidos deben cumplir los criterios siguientes: haber sido catalogados como "En Peligro Crítico" o "En Peligro" en CARRILLO *et al.* (2008), ser propios del ambiente elegido y haber sido citados anteriormente en Andorra en la bibliografía. El protocolo adoptado incluye censar y cartografiar las poblaciones conocidas (y las que se puedan encontrar en nuevas localidades mediante la prospección dirigida) y evaluar cuáles son sus principales factores de amenaza.

Agrupando los resultados poblacionales obtenidos está previsto revisar las categorías de amenaza según los criterios de la UICN (2001, 2003) para cada especie y publicar una actualización de la Lista roja andorrana con las modificaciones pertinentes.

Especie	Cita bibliográfica	Categoría Lista roja	Especie	Cita bibliográfica	Categoría Lista roja
<i>Acer negundo</i>	Ruzafa, 2011	NE	<i>Hieracium lachenalii</i>	Carrillo <i>et al.</i> , 2011	NE
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Ruzafa, 2011	NE	<i>Hieracium sonchoides</i>	Carrillo <i>et al.</i> , 2011	NE
<i>Althaea rosea</i>	Ruzafa, 2011	NE	<i>Hieracium subsericeum</i>	Carrillo <i>et al.</i> , 2011	NE
<i>Amaranthus blitum</i> subsp. <i>emarginatus</i>	Ruzafa, 2011	NE	<i>Isoetes creussensis</i>	Lazare & Riba, 2010	NE
<i>Aquilegia viscosa montsicciana</i>	Carrillo <i>et al.</i> , 2011	NE	<i>Larix × eurolepis</i>	Ruzafa, 2011	NE
<i>Arabis soyeri</i>	Riba & Lazare, 2010	NE	<i>Lychnis coronaria</i>	Ruzafa, 2011	NE
<i>Astragalus penduliflorus</i>	Riba, 2005	NE	<i>Mahonia aquifolium</i>	Ruzafa, 2011	NE
<i>Avena pratensis</i> subsp. <i>requienii</i>	Carrillo <i>et al.</i> , 2011	NE	<i>Parthenocissus inserta</i>	Ruzafa, 2011	NE
<i>Beta vulgaris</i>	Ruzafa, 2011	NE	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	Ruzafa, 2011	NE
<i>Bidens frondosa</i>	Ruzafa, 2011	NE	<i>Passiflora caerulea</i>	Ruzafa, 2011	NE
<i>Brassica oleracea</i> subsp. <i>oleracea</i>	Ruzafa, 2011	NE	<i>Pinus × rhaetica</i>	Carrillo <i>et al.</i> , 2011	NE
<i>Calendula officinalis</i>	Ruzafa, 2011	NE	<i>Poa trivialis</i> subsp. <i>feratiana</i>	Carrillo <i>et al.</i> , 2011	NE
<i>Carex disticha</i>	Carrillo <i>et al.</i> , 2011	NE	<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	Ruzafa, 2011	NE
<i>Cerastium tomentosum</i>	Ruzafa, 2011	NE	<i>Polygonum aubertii</i>	Ruzafa, 2011	NE
<i>Comarum palustre</i>	Lazare, 2005	NE	<i>Robinia pseudoacacia</i>	Ruzafa, 2011	NE
<i>Cortaderia selloana</i>	Ruzafa, 2011	NE	<i>Salix foetida</i>	Riba & Lazare, 2010	NE
<i>Cotoneaster nebrodensis</i>	Carrillo <i>et al.</i> , 2011	NE	<i>Setaria parviflora</i>	Ruzafa, 2011	NE
<i>Cucurbita pepo</i>	Ruzafa, 2011	NE	<i>Spiraea salicifolia</i>	Ruzafa, 2011	NE
<i>Elaeagnus pungens</i>	Ruzafa, 2011	NE	<i>Telephium imperati</i>	Domènech & Niell, 2010-11	NE
<i>Equisetum fluviatile</i>	Riba, 2005	NE	<i>Tofieldia pusilla</i>	Lazare <i>et al.</i> , 2005	NE
<i>Erigeron cabelloi</i>	Pujadas Salvà <i>et al.</i> , 2012	NE	<i>Tradescantia fluminensis</i>	Ruzafa, 2011	NE
<i>Festuca indigesta</i> subsp. <i>aragonensis</i>	Carrillo <i>et al.</i> , 2011	NE	<i>Vinca minor</i>	Ruzafa, 2011	NE
<i>Galinsoga ciliata</i>	Ruzafa, 2011	NE	<i>Xanthium echinatum</i> subsp. <i>italicum</i>	Ruzafa, 2011	NE

Fig. 1. Nuevos taxones para la flora de Andorra, procedentes de los estudios indicados

IV. Resultados del seguimiento florístico

Durante el período 2009-2013 se han estudiado 3 ambientes y 38 especies distintas, aunque solo se ha conseguido recoger información reciente de 14 de ellas: *Papaver argemone*, *Agrostemma githago*, *Gagea villosa*, *Centaurea cyanus*, *Tragopogon crocifolius*, *Erysimum virgatum*, *Gentiana tenella*, *Linum perenne* subsp. *alpinum*, *Brassica repanda* subsp. *turbonis*, *Oxytropis campestris* subsp. *azurea*, *Xatardia scabra*, *Veronica nummularia*, *Campanula jaubertiana* subsp. *andorrana* i *Gnaphalium hoppeanum*.

Para algunas especies sólo se han podido verificar citas bibliográficas, para otras se han encontrado nuevas localidades gracias a la prospección. La Fig. 3 sintetiza toda esta información.

El porcentaje de las especies objeto de seguimiento encontradas no es muy alto (30% de media) pero sí que son relevantes las nuevas citas y la mejora documental (incluyendo censos) de citas bibliográficas antiguas. Esto se consigue gracias al proyecto de seguimiento de la flora amenazada con una metodología actualizada y prospección dirigida.

	Sp. objeto de seguimiento	Sp. encontradas	Total citas realizadas	
			de las cuales bibliográficas	de las cuales nuevas
2009 – cultivos	8	1 (13%)	2	0
2009 – neveros	9	2 (22%)	0	5
2012 – roquedos	11	6 (55%)	9	16
2013 – cultivos	10	5 (50%)	2	15
2013 – nivales	14	2 (14%)	0	2

Fig. 3. Resultados del Seguimiento de la flora amenazada de Andorra entre 2009 y 2013. Éxito de reencuentro y nuevas citaciones realizadas

El trabajo de campo en sentido general permite también detectar taxones que no eran originalmente objeto de seguimiento, aunque sí que se encuentren en alguna categoría de amenaza (CR, EN y VU) según CARRILLO *et al.* (2008), notablemente en el acceso a los lugares de prospección, o gracias a la elaboración de otros estudios.

En este sentido han sido realizadas durante estos años 26 nuevas citas de 13 especies amenazadas más, lo que indica una necesidad de mejora del conocimiento en Andorra para una gran parte de especies de flora vascular. Las citas y la evaluación de la categoría de amenaza para estas especies serán publicadas próximamente para su conocimiento general. La síntesis de estas especies encontradas por accidente, puede consultarse en la Fig. 4.

Especie	Fecha	Categoría Lista Roja 2008	Núm. citas
<i>Centaurea cyanus</i>	2010-11	EN	1
<i>Galium rotundifolium</i>	2010-11	EN	1
<i>Globularia cordifolia</i> subsp. <i>cordifolia</i>	2010-11	VU	1
<i>Onobrychis saxatilis</i>	2010-11	VU	1
<i>Telephium imperati</i>	2010-11	NE	1
<i>Agrostis agrostiflora</i>	2012	VU	1
<i>Alopecurus pratensis</i>	2012, 2013	VU	3
<i>Maianthemum bifolium</i>	2013	CR	1
<i>Antirrhinum molle</i>	2013	VU	1
<i>Limodorum abortivum</i> subsp. <i>abortivum</i>	2013	VU	1
<i>Ornithogalum pyrenaicum</i>	2013	EN	8
<i>Ilex aquifolium</i>	2013	VU	2
<i>Xataridia scabra</i>	2013	CR	5
<i>Tragopogon porrifolius</i> subsp. <i>australis</i>	2013	EN	4

Fig. 4. Especies amenazadas encontradas en Andorra sin ser objeto de seguimiento

V. Conclusiones

Consideramos que con este seguimiento se contribuye a la mejora del estado del conocimiento botánico del país y del Pirineo, actualizando y agrupando la información florística para Andorra. Es necesario que se mantenga en el tiempo para obtener información reciente de todas las especies de la lista roja actual (CARRILLO *et al.* 2008) y de las que se puedan encontrar nuevas.

La continuidad para los próximos años es esencial para completar la información de algunas especies que se encuentran en más de un ambiente o localidad y para mantener la Check-list y la Lista Roja para la Flora de Andorra constantemente actualizadas.

BIBLIOGRAFÍA

- CARITG, R. 2012. – Memòria del mapa de cobertes del sòl d'Andorra (MCSA) de l'any 1972. Comparativa amb el MCSA de l'any 1995. CENMA-IEA, estudio interno 2012. Inedito.
- CARRILLO, E., A. MERCADÉ, J.M. NINOT, J. CARRERAS, A. FERRÉ & X. FONT. 2008. – *Check-list i Llista vermella de la flora d'Andorra*. CENMA-IEA, Departament Medi Ambient-Govern d'Andorra, Andorra, 488 pp.
- CARRILLO, E., A. MERCADÉ, A. FERRÉ, J. CARRERAS & J.M. NINOT. 2011. – Aportacions al coneixement de la flora d'Andorra. *Actes del Col·loqui Internacional de Botànica Pirenaico-cantàbrica a Ordino, Andorra*, 101-110.
- DOMÈNECH, M., & M. NIELL. 2010-11. – Noves dades per la llista vermella de la flora d'Andorra, I. *Acta Botànica Barcelona*, 53: 5-10.
- ESTEBAN, P., M.J. PROHOM, E. AGUILAR & O. MESTRE. 2009. – Evolució recent de la temperatura i de la precipitació a Andorra (1934-2008): Resultats anuals i estacionals. CENMA-IEA. AND.757-2009. ISBN: 978-99920-2-054-8.
- LAZARE, J.J. 2005. – *Comarum palustre* L. nouveau pour Andorre. *Journal de Botanique de la Société botanique de France*, 31: 85-88.
- LAZARE, J.J. & S. RIBA. 2010. – Les isoètes de l'Estany de Creussans (Andorre). *Journal de Botanique de la Société botanique de France*, 50 : 19-26.
- LAZARE, J.J., Y. CANTENOT, S. RIBA MAZAS, A. DARQUISTADE & J. PUJOS. 2005. – Additions à la flore d'Andorre. *Journal de Botanique de la Société botanique de France*, 29 : 77-85.
- PUJADAS SALVÀ, A.J., R. GARCÍA-SALMONES & E. LÓPEZ NIETO. 2012. – *Erigeron cabelloi* A. Pujadas, R. García-Salmones & E. López (Asteraceae) nueva especie del Pirineo. *Acta Botanica Malacitana*, 37: 211-215.
- RIBA, S. 2005. – Nouvelles additions à la flore d'Andorre. *Journal de Botanique de la Société botanique de France*, 32 : 73-74.
- RIBA, S. & J.J. LAZARE. 2010. – Nouvel apport à la flore de la Principauté d'Andorre. *Journal de Botanique de la Société botanique de France*, 50 : 17-18.
- RUZAFÀ, A. 2011. – *Flora al·lòctona d'Andorra. Avaluació de risc d'invasió i idoneïtat d'establiment per a tres espècies significatives*. Treball Final de Carrera, Enginyeria Tècnica Forestal, Universitat de Lleida.
- UICN. 2001. – *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de especies de la UICN.
- UICN, 2003. – *Directrices para emplear los criterios de la Lista Roja de la UICN a Nivel Nacional y Regional. Version 3.0*. Comisión de Supervivencia de especies de la UICN.

Elaboración de un índice para determinar la vulnerabilidad de la flora pirenaica frente al cambio climático

Aitziber Zufiaurre¹, Iñaki Aizpuru², Daniel Gómez³, Maria Begoña García³, Samuel Pironon³, Arantza Aldezabal¹ y Joseba Garmendia⁴

1. Universidad del País Vasco (EHU-UPV), Euskal Herriko Unibertsitatea, Barrio Sarriena s/n E-48940 Leioa, [actualmente: 5 Área de Biodiversidad, Gestión Ambiental de Navarra-Nafarroako Ingurumen kudeaketa (GAN-NIK), E-31015 Pamplona-Iruñea], aitziber.zufiaurre@gmail.com
2. IHOB, Alameda Urquijo N°36 - 6ª planta, E-48011 Bilbao
3. Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC), Avda. Nuestra Señora de la Victoria, 8, E-22700 Jaca
4. Sociedad de Ciencias Aranzadi, Zorroaga gaina, 11, E-20014 Donostia-San Sebastián

RESUMEN

El cambio que a nivel mundial afecta al régimen climático global es especialmente evidente en las comunidades vegetales altimontanas del Pirineo; sin embargo, no siempre es sencillo determinar los táxones más vulnerables y por tanto con mayor riesgo de extinción ante estos cambios. Para averiguarlo, utilizando la metodología desarrollada por “NatureServe”, se ha elaborado un primer “índice de vulnerabilidad” de los táxones pirenaicos frente al cambio climático que combina la “sensibilidad” y la “exposición” de las especies. Este índice se ha aplicado a 77 táxones altimontanos, de ecología y distribución dispares, clasificándolos por su vulnerabilidad. *Sorbus chamaemespilus* y *Phyteuma hemisphaericum* han resultado los más vulnerables. Los modelos de distribución potencial de especies (MDP) revelan como características más influyentes la exposición directa al cambio climático en su área de distribución pirenaica. Por su parte, el análisis de componentes principales (ACP) revela que, en lo referido a sensibilidad, las dependencias hídrica y nivosa, así como la capacidad de dispersión de las semillas son los factores clave para evaluar la sensibilidad frente al cambio. En este primer intento se ha constatado la ausencia de información relevante que deberá obtenerse para mejorar los pronósticos.

Palabras clave: Pirineos, flora, cambio climático, vulnerabilidad, sensibilidad, exposición

Developing an index to determine the vulnerability of pyrenean flora to climate change

SUMMARY

The change that, globally, affects the global climate regime is especially evident in the high mountain plant communities in the Pyrenees. However, it is not always easy to determine the most vulnerable species to these changes and therefore the ones at greater risk of extinction. To find out, using the methodology developed by “NatureServe” we developed a first climate change vulnerability index for the Pyrenean taxa, that combines the “sensitivity” and “exposure” of the species. This index has been applied to 77 taxa from high mountains which have different ecological and distributional characteristics, and have been classified according to their vulnerability. *Sorbus chamaemespilus* and *Phyteuma hemisphaericum* turned out to be the most vulnerable. Species Distribution Model (SDM) revealed as most influential features the direct exposure to climate change in the distribution range of the taxa in the Pyrenees. For its part, the principal component analysis (PCA) revealed that, with regard to sensitivity, water and snow dependencies, and the ability of seed dispersal are the key factors to evaluate the sensitivity to change. This first attempt has confirmed the absence of relevant information which will have to be obtained to improve forecasts.

Keywords: Pyrenees, flora, climate change, vulnerability, sensitivity, exposure.

Développement d'un indice pour déterminer la vulnérabilité de la flore pyrénéenne face au changement climatique

RÉSUMÉ

Les changements climatiques observés à l'échelle de la planète s'avèrent particulièrement visibles dans les communautés végétales des hautes montagnes pyrénéennes. Il n'est cependant pas simple d'identifier les espèces les plus vulnérables c'est-à-dire celles ayant le risque de disparition le plus élevé à cause de ces changements climatiques. Pour les identifier, en employant la méthodologie développée par « NatureServe » nous

avons élaboré un index préliminaire de la vulnérabilité des taxa pyrénéens en combinant les facteurs « sensibilité » et « exposition » des espèces. Nous avons appliqué cet index à 77 taxa de haute-montagne ayant des caractéristiques écologiques et une répartition hétérogènes pour obtenir un classement par vulnérabilité. L'étude fait ressortir deux espèces, *Sorbus chamaemespilus* et *Phyteuma hemisphaericum* comme étant les plus vulnérables. Les modèles de distribution potentielle des espèces (MDP) donnent comme facteur ayant le plus d'influence l'exposition directe au changement climatique sur l'aire pyrénéenne. En ce qui concerne la sensibilité, l'analyse en composantes principales (ACP) montre que la dépendance à la présence d'eau et de neige, ainsi que la capacité de dispersion des semences, sont tous deux des éléments clés pour évaluer la sensibilité au changement climatique. Ce premier essai met en évidence l'absence des informations pertinentes qu'il faudra obtenir pour améliorer le diagnostic.

Mots-clés : Pyrénées, flore, changement climatique, vulnérabilité, sensibilité, exposition

I. Introducción

El clima representa una fuerza selectiva fundamental que influye en la supervivencia, crecimiento y rendimiento de los organismos (GRABHERR *et al.* 2010, KULLMAN 2010). El concepto de cambio climático hace referencia a un cambio a escala global en el clima respecto a la historia climática de épocas anteriores (MEEHL *et al.* 2007). El incremento medio de 0,6°C que ha experimentado la temperatura de la Tierra durante los últimos 100 años, debido en parte al efecto antropogénico, ha causado cambios significativos en los patrones de distribución de especies, la estructura y funcionamiento de los ecosistemas o la sincronización de los procesos biológicos (PARMESAN 2006), poniendo en peligro numerosas especies por la escasez de tiempo para poder adaptarse a ellos (BERTHEL *et al.* 2011). Para el periodo 1990-2100 el IPCC (*Intergovernmental Panel on Climatic Change*) prevé que en el escenario B1, la temperatura media mundial aumentará entre 1,1 y 2,9°C en el año 2100 respecto al 1980-1999 y una variación de la distribución y ciclo de las precipitaciones, con inviernos más lluviosos (aumento de las precipitaciones de entre el 5-20%) y veranos más secos (disminución de precipitaciones de entre el 20-30%) (IPCC 2007). El consiguiente aumento del número de eventos climáticos extremos, provocará importantes extinciones en algunos grupos especialmente sensibles a las variaciones de las condiciones climáticas (ENGLER *et al.* 2009).

A causa de todo ello, se espera un cambio en la composición de las comunidades ligadas a condiciones hídricas concretas (THEURILLAT & GUISAN 2001) y de las comunidades quionófilas por el retroceso de los glaciares (GRABHERR *et al.* 2010). Un aumento de las temperaturas pondría en peligro las comunidades vegetales ligadas a ambientes más fríos por la necesidad de una época fría en su ciclo vital (KÖRNER 1999) y a su vez, facilitaría la dispersión de táxones ligados a condiciones más mediterráneas o termófilas (PAROLO *et al.*, ROSSI 2008). También se prevé un cambio en la fenología (HEGLAND *et al.* 2009), poniendo en peligro los táxones zoodependientes al producirse desarreglos entre su ciclo vital y el de sus agentes polinizadores y dispersores (ENGLER *et al.* 2009, RUMPF *et al.* 2008).

Según el proyecto GLORIA (Global Observation Research Initiative in Alpine Environments), en la Península Ibérica se encuentran dos de los sistemas montañosos europeos donde la sustitución de la flora altimontana por flora más termófila está siendo más evidente (BENITO-ALONSO 2011, VILLAR & BENITO-ALONSO 2003), Sierra Nevada y el Pirineo, ambos macizos con variada flora endémica de grandes altitudes (FERNÁNDEZ & MOLERO 2011, SESÉ & FERRÁNDEZ 1999). El gran número de

táxones en riesgo potencial aconseja priorizar los esfuerzos en aquellos más vulnerables (POSSINGHAM *et al.* 2002).

Para su determinación, en las últimas décadas, se ha extendido el uso de modelos de distribución potencial de especies (MDP) como herramientas predictivas de los cambios en el rango de distribución de los táxones (ENGLER *et al.* 2011). Sin embargo, a menudo estos modelos ignoran las complejas relaciones ecofisiológicas que los táxones establecen con el ambiente, así como su potencial evolutivo. Además, los resultados dependen del grado de precisión de los datos.

Teniendo en cuenta las limitaciones de los MDP, la organización estadounidense NatureServe (www.natureserve.org) ha creado un “índice de vulnerabilidad” al cambio climático (FABER-LANGENDOEN *et al.* 2012, GARDALI *et al.* 2012, MASTER *et al.* 2012, YOUNG *et al.* 2010) que combina cuatro conjuntos de factores o índices para calificar la vulnerabilidad de cada taxon al cambio climático: 1) “exposición directa” al cambio climático (o magnitud prevista), 2) “exposición indirecta” al cambio climático, 3) “sensibilidad” (o a la inversa, capacidad de acomodación), y 4) “respuestas documentadas” al cambio climático (ZACHARY *et al.* 2011) (Fig. 1). Esta evaluación permite la clasificación de los táxones por su riesgo de desaparición con el cambio climático e identificar su capacidad de adaptación. Su aplicación, con los datos disponibles, nos ha permitido obtener un “índice de vulnerabilidad” de la flora pirenaica ante el cambio climático.

Con el fin de tener un amplio espectro del conjunto de la flora pirenaica se han seleccionado táxones pirenaicos con diferentes tipos de distribución y grados de abundancia, requerimientos autoecológicos, ecológicos, y tamaños poblacionales. Para el desarrollo del “índice de vulnerabilidad”, se ha elaborado, en primer lugar, un aproximación al “índice de sensibilidad” (tolerancia y capacidad de hacer frente a condiciones climáticas diferentes) (YOUNG *et al.* 2010, ZACHARY *et al.* 2011) y, posteriormente, una primera aproximación al “índice de exposición” de los táxones estudiadas. De la combinación de ambos se ha obtenido una primera versión del “índice de vulnerabilidad”.

II. Material y Método

1. Área de estudio y selección de táxones

Los Pirineos se extienden a lo largo de 415 km, con zonas que varían desde los 700 m hasta los macizos de más de 3000 m de altitud. Sus diferentes regiones climáticas y la consiguiente riqueza de ecosistemas, hacen que esta cordillera sea una de las áreas geográficas con mayor diversidad vegetal de Europa, ya que reúne 4500 - 5000 táxones de plantas vasculares. De



Fig. 1. Modelo para determinar la vulnerabilidad de la flora ante el cambio climático según Naturereserve.

ellos, unos 200 se consideran endémicos (el 5% de la flora pirenaica), más frecuentes entre el piso subalpino (1700 – 2300 m) y el alpino-subnival (2.300 – 3.400 m) (p.e. *Saxifraga hariotii*, *Buglossoides gastonii*, *Minuartia cerastiifolia*, *Androsace ciliata*, *Saxifraga pubescens* subsp. *iratiana*, *Saxifraga aquatica*, *Myosotis alpina*, *Vicia argentea*) (ILLA *et al.* 2005). Además, constituye el límite meridional absoluto de numerosas especies boreoalpinas (p.e. *Arctostaphylos alpinus*, *Salix reticulata*, *Tofieldia pusilla*, *Cardamine bellidifolia* subsp. *alpina*, *Cardamine pentaphyllos*) (GARCÍA & GÓMEZ 2007).

Entre ellas se han seleccionado 77 especies altimontanas, con diferentes requerimientos autoecológicos y ecológicos, y con diferentes tamaños poblacionales para aplicar los índices con el mayor espectro de variación posible. También se han tenido en cuenta trabajos a cerca de la modelación de nichos de táxones altimontanos (ENGLER *et al.* 2011) para poder incorporar al “índice de sensibilidad” datos resultantes del “índice de exposición”.

2. Base de datos

Se ha creado una base de datos donde se ha recogido todo tipo de información disponible para cada taxon, obtenidos de literatura específica sobre la flora pirenaica (LORDA 2001, VILLAR *et al.* 1997 y 2001), de las bases de datos integradas en el *Atlas de la Flora de los Pirineos* del Observatorio Pirenaico del Cambio Climático (proyecto OPCC INTERREG POCTEFA 235/11), el *Atlas de la Flora de Aragón* del herbario JACA, manuales de los hábitats incluidos en la Directiva de Hábitats del Ministerio de Medio Ambiente (MAGRAMA), el programa Anthos y la colaboración de diversos botánicos de los Pirineos.

3. Elaboración de los índices

3.1. Índice de sensibilidad (IS)

Para evaluar el “índice de sensibilidad” se ha utilizado la matriz de datos recopilada. Con la hipótesis inicial y la información disponible (FABER-LANGENDOEN *et al.* 2012, MASTER *et al.* 2012; www.natureserve.org; YOUNG *et al.* 2010, ZACHARY *et al.* 2011) se han definido tres criterios y siete

subcriterios:

Autoecología:

- Polinización (POL)
- Dispersión de semillas (DISP)
- tipo de semillas (SEM)

Ecología:

- Rango altitudinal de las especies (ALT)
- Necesidades hídricas (HAB)
- dependencia de la nieve (NIE)

Estado de conservación:

- Número de ejemplares estimados para cada taxon (IND)

La influencia prevista para cada uno de estos criterios en la adaptabilidad (MASTER *et al.* 2012, ZACHARY *et al.* 2011) se ha evaluado mediante un sistema ordinal de 4 categorías, desde el 1 o valor mínimo al 4, o valor máximo de sensibilidad (Tabla 1).

La suma directa de los valores obtenidos ha dado el valor total de sensibilidad de cada taxon (FABER-LANGENDOEN *et al.* 2012, GIVEN & NORTON 1993) y su media el valor final del “índice de sensibilidad”.

3.2. Índice de exposición (IE)

El “índice de exposición” se ha elaborado a partir de la probabilidad de pérdida de las especies (EXP) seleccionadas en ENGLER *et al.* (2011). Estos datos se han obtenido mediante programas de modelación de nichos ecológicos, comparando el rango de distribución del hábitat actual y el futuro hábitat potencial de los táxones en el Pirineo. Se ha hecho una media de todas las simulaciones obtenidas por diferentes modelos estadísticos y se han ponderado por su precisión (True Skill Statistics score). El valor final es el porcentaje de rango de pérdida (de 0 a 100) en el escenario B1. Para adecuar los valores a la puntuación utilizada en la elaboración del “índice de sensibilidad” se ha utilizado la fórmula:

$IE_T = (R * V_{pp} / M_{pp}) + m_{ie}$ Donde, IE_T , es el valor obtenido por el taxon según el “índice de exposición”; R, es la amplitud del rango del “índice de exposición”; V_{pp} , es el valor obtenido por el taxon en el porcentaje de pérdida; M_{pp} , es la amplitud del rango del porcentaje de pérdida, y m_{ie} , es el valor mínimo del “índice de exposición”.

De esta manera se ha obtenido el valor de exposición de los táxones en una escala del 1 al 4 siendo el 1 el valor mínimo de exposición y el 4 el máximo. Los valores se han clasificado al igual que los valores de sensibilidad (Tabla 1).

3.3. Índice de vulnerabilidad (IV)

Combinando los valores obtenidos para cada taxon en los “índices de sensibilidad” e “índice de exposición”, se ha calculado la media para obtener el “índice de vulnerabilidad”. Los valores se han encuadrado en cuatro categorías: “extremadamente vulnerable”, “muy vulnerable”, “vulnerable” y “moderadamente vulnerable” (Tabla 1).

3.4. Categorización de los índices

Para categorizar los valores obtenidos en cada índice se han creado 4 grupos equitativos dentro de un rango del 1 al 4 (Tabla 1): en rojo “extremadamente sensible”, “extremadamente expuesto”, “extremadamente vulnerable”;

CATEGORÍA	VALOR
Extremadamente sensible / Extremadamente expuesto / Extremadamente vulnerable	3,25-4
Muy sensible / Muy expuesto / Muy vulnerable	2,5-3,24
Sensible / Expuesto / Vulnerable	1,75-2,49
Moderadamente sensible / Moderadamente expuesto / Moderadamente vulnerable	0-1,74

Tabla 1. Categorías creadas para la categorización de los taxones según su sensibilidad, exposición y vulnerabilidad.

en naranja “muy sensible”, “muy expuesto”, “muy vulnerable”; en amarillo “sensible”, “expuesto”, “vulnerable”; y en verde “moderadamente sensible”, “moderadamente expuesto” y “moderadamente vulnerable”.

El resultado ha sido una clasificación de los 77 taxones ordenados conforme al valor obtenido en su “índice de vulnerabilidad”.

4. Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se han realizado únicamente con los valores de sensibilidad y se ha considerado que el único criterio del “índice de exposición” no tiene el mismo peso sobre el valor final del “índice de vulnerabilidad” que cada uno de los subcriterios del “índice de sensibilidad”.

Se ha ejecutado un análisis de componentes principales (ACP) de los 7 subcriterios definidos en el “índice de sensibilidad” (POL, DISP, SEM, ALT, HAB, NIE, IND) con el fin de determinar el peso de cada uno de ellos a la hora de explicar la variabilidad de los resultados, y definir los más relevantes. Se han utilizado el test de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) con un valor superior al 0,5 y el Test de Bartlett con un valor inferior de 0,001 para determinar la adecuación de la muestra analizada. Mediante la tabla de communalities (fracción de variabilidad de cada variable) se han determinado los subcriterios más relevantes con un valor superior del 0,5 y se ha creado un gráfico con los componentes principales (GARMENDIA *et al.* 2011, GIVEN & NORTON 1993). Posteriormente, se ha elaborado un clúster jerárquico con los 77 taxones, utilizando los 7 subcriterios del “índice de sensibilidad” para observar las disimilitudes derivadas de la matriz de las distancias euclídeas. Los datos se han estandarizado con Z-score (GARMENDIA *et al.* 2011). Los análisis estadísticos se han hecho con el paquete estadístico SPSS 19.

III. Resultados

1. Clasificación de los taxones según su sensibilidad, exposición y vulnerabilidad

1.2. Índice de Sensibilidad (IS)

No se ha obtenido ninguna valoración “extremadamente sensible” (IS=3,25-4). Como “muy sensibles” (IS=2,5-3,24) aparecen 13 taxones (16,88%), entre las que destaca *Sorbus chamaemespilus* con un valor medio de IS=2,71, seguido por *Cerastium cerastioides*, *Gentiana burseri*, *Vaccinium uliginosum* y *Phyteuma hemisphaericum* entre otras, con un valor de IS=2,57. En la categoría de “sensibles” (IS=1,75-2,49) han sido clasificados 62 taxones (80,52%), habiendo obtenido la mayoría de los taxones los valores medios de IS=2,43 y IS=2,29. En la categoría de “moderadamente sensible” (IS=1-1,74) tenemos solo dos (2,6%), *Crepis pygmaea* y *Silene rupestris*, ambos con el mismo valor IS=1,71 (Tabla 2).

1.3. Índice de Exposición (IE)

Un total de 64 taxones (83,12%) han sido evaluados como “extremadamente expuestos” (IE=3,25-4). *Poa laxa*, *Daphne cneorum* y *Salix retusa* (IE=4) obtienen el valor máximo, seguidas por *Sorbus chamaemespilus*, *Minuartia cerastiifolia*, *Leontodon duboisii*, *Bartsia alpina*, *Gentiana alpina* (IE=3,97), y *Phyteuma hemisphaericum* (IE=3,94). Como “muy expuestos” (IE=2,5-3,24) hay 10 taxones (12,99%) entre ellos, *Festuca gautieri* (IE=3,19), *Viola biflora* (IE=3,19) o *Nardus stricta* (IE=3,01). Tres (3,9%) “expuestos” (IE=1,75-2,49): *Veronica aragonensis* (IE=2,38), *Festuca altopyrenaica* (IE=2,26) y *Ranunculus amplexicaulis* (IE=1,99). La categoría de “exposición moderada” (IE=1-1,74) ha quedado vacía (Tabla 2).

1.4. Índice de Vulnerabilidad (IV)

Han destacado 2 (2,6%) como, “extremadamente vulnerables” (IV=3,25-4): *Sorbus chamaemespilus*, IV=3,34 y *Phyteuma hemisphaericum*, IV=3,26, respectivamente. La gran mayoría, 69 (89,61%), quedan como “muy vulnerables” (IV=2,5-3,24), entre las que destacan *Salix retusa* y *Gentiana burseri* (ambas IV=3,21), *Minuartia cerastioides*, *Leontodon duboisii* y *Bartsia alpina* (IV=3,20). Como “vulnerables” (IV=1,75-2,49) quedan 6 (7,79%): *Saponaria caespitosa* (IV=2,47), *Arenaria tetraqueta* (IV=2,44), *Borderea pyrenaica* (IV=2,42), *Veronica aragonensis* (IV=2,33), *Festuca altopyrenaica* (IV=2,2) y *Ranunculus amplexicaulis* (IV=2,07) y ninguno en la categoría de “vulnerabilidad moderada” (IV=1-1,74) (Tabla 2).

En un análisis de los subcriterios, con lo que respecta al “índice de exposición”, el 81,81% (63) han sido incluidos a la categoría de “extremadamente expuesto” (IE=3,25-4) (EXP). En cambio, con el “índice de sensibilidad”, sólo en dos de los subcriterios la mayoría de los taxones han sido incluidos en la categoría “extremadamente sensible” (IS=3,25-4): “altitud”, con un total del 93,5% (72 taxones), y ‘nieve’, con un total de 53,25% (41 taxones). La mayoría de los subcriterios han presentado un mayor número de taxones clasificados en la categoría de “sensible” (IS= 1,75-2,49): en “polinización” un 71,42% (55) de los taxones, en “dispersión de semillas” un 61,03% (47), en “tipo de semillas” un 98,70% (76) y en “dependencia hídrica” un 49,93% (38). En el caso de “número de individuos estimados”, la mayoría de los taxones, 87,01% (67) se categorizan como “moderadamente sensible” (IS=1-1,74).

2. Análisis de componentes principales (ACP/PCA)

Los valores obtenidos en el test Kaiser-Meyer-Olkin (KMO> 0,5) y el Test de Bartlett (<0,001) han determinado la adecuación de los datos de la muestra analizados posteriormente.

NOMBRE CIENTIFICO	MEDIA SENS	MEDIA EXP	MEDIA VUL
<i>Sorbus chamaespilus</i>	2,71	3,97	3,34
<i>Phyteuma hemisphaericum</i>	2,57	3,94	3,26
<i>Salix retusa</i>	2,43	4	3,21
<i>Gentiana burseri</i>	2,57	3,85	3,21
<i>Minuartia cerastiifolia</i>	2,43	3,97	3,2
<i>Leontodon duboisii</i>	2,43	3,97	3,2
<i>Bartsia alpina</i>	2,43	3,97	3,2
<i>Thalictrum alpinum</i>	2,57	3,82	3,2
<i>Carex curvula</i>	2,43	3,94	3,18
<i>Androsace ciliata</i>	2,43	3,94	3,18
<i>Draba dubia</i>	2,43	3,94	3,18
<i>Minuartia sedoides</i>	2,43	3,94	3,18
<i>Carex frigida</i>	2,43	3,94	3,18
<i>Cerastium cerastoides</i>	2,57	3,79	3,18
<i>Sparganium angustifolium</i>	2,57	3,79	3,18
<i>Artemisia eriantha</i>	2,43	3,91	3,17
<i>Primula integrifolia</i>	2,57	3,76	3,17
<i>Salix reticulata</i>	2,43	3,88	3,15
<i>Daphne cneorum</i>	2,29	4	3,14
<i>Epilobium anagallidifolium</i>	2,43	3,85	3,14
<i>Leuzea cynaroides</i>	2,43	3,85	3,14
<i>Rhododendron ferrugineum</i>	2,43	3,85	3,14
<i>Galium cespitosum</i>	2,43	3,82	3,12
<i>Dryas octopetala</i>	2,29	3,94	3,11
<i>Kobresia simpliciuscula</i>	2,29	3,94	3,11
<i>Cerastium alpinum</i>	2,43	3,79	3,11
<i>Oxytropis campestris</i>	2,57	3,64	3,11
<i>Salix pyrenaica</i>	2,29	3,91	3,1
<i>Papaver lapeyrousianum</i>	2,29	3,91	3,1
<i>Saxifraga oppositifolia</i>	2,29	3,91	3,1
<i>Kobresia myosuroides</i>	2,29	3,91	3,1
<i>Petasites paradoxus</i>	2,43	3,76	3,09
<i>Vaccinium uliginosum</i>	2,57	3,61	3,09
<i>Geum montanum</i>	2,57	3,61	3,09
<i>Veronica alpina</i>	2,29	3,88	3,08
<i>Sibbaldia procumbens</i>	2,29	3,85	3,07
<i>Salix herbacea</i>	2,43	3,7	3,06
<i>Carex capillaris</i>	2,43	3,7	3,06
<i>Persicaria vivipara</i>	2,43	3,7	3,06

NOMBRE CIENTIFICO	MEDIA SENS	MEDIA EXP	MEDIA VUL
<i>Gentiana alpina</i>	2,14	3,97	3,06
<i>Artemisia umbelliformis</i>	2,43	3,67	3,05
<i>Pinus uncinata</i>	2,29	3,79	3,04
<i>Saxifraga aizoides</i>	2,29	3,73	3,01
<i>Poa laxa</i>	2	4	3
<i>Crepis pyrenaica</i>	2,14	3,85	3
<i>Ranunculus glacialis</i>	2,43	3,55	2,99
<i>Equisetum variegatum</i>	2,43	3,55	2,99
<i>Saxifraga pubescens</i>	2,29	3,67	2,98
<i>Cardamine resedifolia</i>	2,14	3,79	2,97
<i>Festuca eskia</i>	2,14	3,79	2,97
<i>Geranium cinereum</i>	2,29	3,61	2,95
<i>Festuca pyrenaica</i>	2,14	3,7	2,92
<i>Leontodon pyrenaicus</i>	2,43	3,4	2,91
<i>Primula farinosa</i>	2,43	3,4	2,91
<i>Swertia perennis</i>	2,57	3,25	2,91
<i>Festuca glacialis</i>	2,14	3,67	2,91
<i>Reseda glauca</i>	1,86	3,94	2,9
<i>Oxytropis foucaudii</i>	2,57	3,22	2,9
<i>Viola biflora</i>	2,57	3,19	2,88
<i>Valeriana apula</i>	2,29	3,43	2,86
<i>Helictotrichon sedenense</i>	2	3,7	2,85
<i>Ranunculus pyrenaicus</i>	2,14	3,52	2,83
<i>Oxyria digyna</i>	2,29	3,37	2,83
<i>Crepis pygmaea</i>	1,71	3,91	2,81
<i>Luzula nutans</i>	2,14	3,46	2,8
<i>Trifolium thalii</i>	2,14	3,16	2,65
<i>Nardus stricta</i>	2,29	3,01	2,65
<i>Silene rupestris</i>	1,71	3,55	2,63
<i>Festuca gautieri</i>	2	3,19	2,6
<i>Saxifraga hartioides</i>	2	3,1	2,55
<i>Meum athamanticum</i>	2,43	2,62	2,52
<i>Saponaria caespitosa</i>	2,14	2,8	2,47
<i>Arenaria tetraquetra</i>	2,29	2,59	2,44
<i>Borderea pyrenaica</i>	2	2,83	2,42
<i>Veronica aragonensis</i>	2,29	2,38	2,33
<i>Festuca altopyrenaica</i>	2,14	2,26	2,2
<i>Ranunculus amplexicaulis</i>	2,14	1,99	2,07

Tabla 2. Ranking de los 77 táxones valoradas en el índice de sensibilidad, exposición y vulnerabilidad. Ordenadas de mayor a menor vulnerabilidad. Colores según la tabla 1. Lista taxonómica y nomenclatural, ver <http://www.atlasflorapyrenea.eu>

Según los valores de communalities, los subcriterios más significativos han sido ‘nieve’ (0,765) y ‘hábitat’ (0,557). En la tabla de la varianza acumulada se observa que con los tres primeros componentes se ha explicado el 81,117% de la varianza total. En la tabla de la matriz de componentes, el subcriterio más relevante del primer componente ha sido ‘nieve’ con un valor de 0,810, el del segundo componente ha sido ‘hábitat’ con un valor de 0,605 y finalmente el del tercer componente ha sido ‘dispersión’ con un valor de 0,537. Por eso, a pesar de que ‘dispersión’, aparece como no significativo en la tabla de communalities con un valor <0,5 (DISP=0,339), se ha considerado un subcriterio relevante.

Clúster

Mediante un clúster jerárquico se ha elaborado un dendrograma basado en el promedio de vinculación de los táxones teniendo en cuenta las distancias euclideas. Se han definido cinco grandes grupos:

- *Grupo I:* Táxones con gran dependencia hídrica, propágulos de baja durabilidad, y rango altitudinal amplio, más del 50% de las poblaciones con distribuciones en pisos superiores al subalpino. Un único taxon, *Equisetum variegatum*.
- *Grupo II:* Táxones con un amplio rango altitudinal, con más del 50% de las poblaciones en alturas superiores al piso subalpino, dependencia hídrica y de la nieve moderada, sin

requerimientos de polinización ni dispersión de semillas especiales. *Cardamine resedifolia*, *Festuca altopyrenaica*, *F. gautieri* y *Luzula nutans*.

- *Grupo III*: Grupo de táxones con menor dependencia hídrica y de la nieve, ligado a ambientes más secos y con más del 90% de las poblaciones por encima del piso subalpino. *Saponaria caespitosa*, *Silene rupestris* y *Crepis pygmaea*.

- *Grupo IV*: Táxones con más del 90% de las poblaciones en pisos subalpino y alpino-subnival, con no muchos individuos en el territorio (<1 000) y gran capacidad para la dispersión de semillas. En el caso de *Salix* spp., también presentan una gran capacidad de polinización. *Salix reticulata*, *Salix retusa*, *Salix herbacea*, *Epilobium anagallidifolium*, *Petasites paradoxus*, *Veronica aragonensis*, *Leuzea cynaroides* y *Sorbus chamaemespilus*.

- *Grupo V*: Táxones de alto rango altitudinal, con más del 90% de las poblaciones el piso subalpino o alpino-subnival y gran número de ejemplares en el territorio (>1 000). Es el grupo que más táxones ha abarcado. Se han establecido tres subgrupos:

- *Grupo V.I*: Táxones con dependencia hídrica y nival moderada, con capacidad limitada de dispersión de semillas: *Oxytropis campestris*, *O. foucaudii*, *Geum montanum*, *Daphne cneorum*, *Geranium cinereum* y *Borderea pyrenaica*.

- *Grupo V.II*: Táxones con polinización anemófila en su mayoría, o fácil polinización, y con dependencia hídrica y nival media-alta: *Oxyria digyna*, *Pinus uncinata*, *Helictotrichon sedenense*, *Poa laxa*, *Festuca glacialis*, *Festuca pyrenaica*, *F. eskia*, *Reseda glauca*, *Kobresia myosuroides*, *K. simpliciuscula*, *Nardus stricta*, *Carex capillaris*, *C. curvula* subsp. *rosae*, *C. frigida* y *Salix pyrenaica*.

- *Grupo V.III*: Táxones con polinización zoófila generalista y/o alta dependencia hídrica y nival: *Leontodon duboisii*, *L. pyrenaicus* subsp. *pyrenaicus*, *Saxifraga hariotii*, *S. pubescens* subsp. *iratiana*, *S. oppositifolia*, *S. aizoides*, *Crepis pyrenaica*, *Sibbaldia procumbens*, *Ranunculus amplexicaulis*, *R. pyrenaicus*, *R. glacialis*, *Gentiana alpina*, *Trifolium thalii*, *Papaver lapeyrousianum*, *Dryas octopetala*, *Veronica alpina*, *Valeriana apula*, *Rhododendron ferrugineum*, *Arenaria tetraquetra*, *Artemisia umbelliformis*, *A. eriantha*, *Draba dubia* subsp. *laevipes*, *Cerastium alpinum*, *C. cerastoides*, *Minuartia cerastiifolia*, *M. sedoides*, *Galium cespitosum*, *Androsace ciliata*, *Swertia perennis*, *Sparganium angustifolium*, *Meum athamanticum*, *Bartsia alpina*, *Primula farinosa*, *P. integrifolia*, *Persicaria vivipara*, *Phyteuma hemisphaericum*, *Gentiana burseri* subsp. *burseri*, *Thalictrum alpinum*, *Viola biflora* y *Vaccinium uliginosum*.

IV. Discusión y conclusión

En la muestra de táxones estudiados, el rango del “índice de exposición” presenta valores medios muy altos, o sea, un riesgo de pérdida de territorio muy elevado (ENGLER *et al.* 2011). Nada menos que 64, el 83% de los táxones reflejan un grado de amenaza extremo, dificultando determinar prioridades. Sin embargo, teniendo en cuenta el “índice de sensibilidad”, en el que se valoran las características intrínsecas de los táxones o, de otro modo, la capacidad de hacer frente a condiciones de cambio, sólo 2 táxones (2,6%) (*Sorbus chamaemespilus* y

Phyteuma hemisphaericum) obtienen la categoría máxima de “extremadamente vulnerable”. Aun así, la gran mayoría, 69 táxones (90%), se evalúan como “muy vulnerables”. Por ello, a pesar de que con frecuencia se determine la vulnerabilidad de los táxones con el “índice de exposición” (ENGLER *et al.* 2009, 2011), en este trabajo se han considerado decisivos los datos relacionados con la sensibilidad y la capacidad de respuesta ante el cambio climático a la hora de determinarla (ZACHARY *et al.* 2011).

Los subcriterios con valores medios más altos son EXP, ALT y NIE, de lo que se deriva que las variaciones climáticas previstas para el Pirineo en el periodo 1990-2100 (EXP) afectarán de forma drásticas a muchos de los táxones, siendo la distribución altitudinal (ALT), y por tanto la adaptación a condiciones climáticas extremas, y la dependencia de la nieve (NIE), los que determinan de forma directa la sensibilidad de la muestra estudiada.

Más de un criterio resulta relevante para determinar la sensibilidad de la flora pirenaica ante el cambio climático, NIE, HAB y DISP. La disminución de la cobertura de nieve será uno de los criterios determinantes en la distribución de las plantas alpinas (KÖRNER 1999) y la combinación de disminución de la cobertura de nieve y el aumento de la temperatura podría derivar en la pérdida del hábitat potencial de numerosos táxones y hacer que los ecosistemas se comporten como sistemas en desequilibrio (GRABHER *et al.* 2010, SVENNING & SANDEL 2013). Por otra parte, la flora ligada a ambientes húmedos se considera especialmente vulnerable, ya que el cambio del régimen y abundancia de las precipitaciones afectará al desarrollo de su ciclo vital (THEURILLAT & GUISAN 2001). Respecto a la biología reproductiva, la clave estriba en la capacidad de dispersión de semillas o esporas a larga distancia (KÖRNER 1999, ENGLER *et al.* 2009), hecho que facilita colonizar nuevos territorios ecológicamente adecuados para su supervivencia (ENGLER *et al.* 2009).

Los criterios POL, SEM, ALT e IND han resultado no significativos. A pesar de que ALT obtiene un valor medio alto en el análisis de los subcriterios, no aparece como significativo por la homogeneidad de la muestra respecto a ese subcriterio. Ocurre algo similar con IND, ya que la homogeneidad de la muestra hace que no sea relevante en un análisis estadístico, pero en este caso el valor medio obtenido es el más bajo por tratarse de una muestra con táxones con riesgo escaso en este subcriterio.

Los dos táxones considerados más vulnerables en el ranking, no se encuentran en el mismo grupo en el clúster. Cada uno de ellos ha merecido su categoría por el conjunto de sus características y no por una sola, así pues, la sensibilidad de cada taxon está determinada por el conjunto de características más que por cada una de ellas.

Con la información disponible impide valorar todos los subcriterios deseables para establecer del “índice de sensibilidad”. Factores como la longevidad de los táxones, perturbaciones en el ambiente, la plasticidad fenológica o la variabilidad genética de las poblaciones, entre otros, podrían aportar información muy relevante (SVENNING & SANDEL 2013, THEURILLAT & GUISAN 2001, WITTE & STÖCKLIN 2010).

BIBLIOGRAFIA

- BERTHEL, N., C. SCHWÖRER & W. TINNER. 2011. – Impact of Holocene climate changes on alpine and treeline vegetation at Sanetsch Pass, Bernese Alps, Switzerland. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 174: 91-100.
- BENITO-ALONSO, J.L. 2011. – *Puesta en marcha de la zona piloto ESPY (Pirineo silíceo) con metodología GLORIA, para el estudio de los efectos del cambio climático sobre la flora de la alta montaña en Aragón, año 2011 (GLORIA-ARAGÓN, 2011)*. Jolube consultoría ambiental, 28 pp.
- ENGLER, R., C.F. RANDIN, P. VITTOZ, T. CZÁKA, M. BENISTON, N.E. ZIMMERMANN & A. GUISAN. 2009. – Predicting future distributions of mountain plants under climate change: does dispersal capacity matter? *Ecography*, 32: 34-45.
- ENGLER, R., C.F. RANDIN, W. THUILLER, S. DULLINGER, N.E. ZIMMERMANN, M.B. ARAÚJO *et al.* 2011. – 21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe. *Global Change Biology*, 12 pp.
- FABER-LANGENDOEN, D., J. NICHOLS, L. MASTER, K. SNOW, A. TOMAINO, R. BITTMAN, G. HAMMERSON, B. HEIDEL, L. RAMSAY, A. TEUCHER & B. YOUNG. 2012. – *NatureServe Conservation Status Assessments: Methodology for Assigning Ranks*. NatureServe, Arlington, VA, 98 pp.
- FERNÁNDEZ, M.R. & M. J. MOLERO. 2011. – The cartography of vegetation in the cryoromediterranean belt of Sierra Nevada: a tool for biodiversity conservation. *Lazaroa*, 32: 101-115.
- GARCÍA, M.B. & D. GÓMEZ. 2007. – Flora del pirineo aragonés. Patrones espaciales de biodiversidad y su relevancia para la conservación. *Pirineos*, 162: 71-88.
- GARDALI, T., N.E. SEAVY, R.T. DIGAUDIO & L.A. COMRACK. 2012. – A Climate Change Vulnerability Assessment of California's At-Risk Birds. *PLoS ONE*, 7 (3): e29507.
- GARMENDIA, L., M. SOTO, M. ORTIZ-ZARRAGOITIA, A. ORBEA, M. P. CAJARAVILLE & I. MARIGOMEZ. 2011. – Application of a battery of biomarkers in mussel digestive gland to assess long-term effects of the Prestige oil spill in Galicia and Bay of Biscay: Correlation and multivariate analysis. *Journal of Environmental Monitoring*, 13: 933-942.
- GIVEN, D. & D. NORTON. 1993. – A multivariate approach to assessing threat and for priority setting in threatened species conservation. *Biological Conservation*, 64: 57-66.
- GRABHERR, G., M. GOTTFRIEN & H. PAULI. 2010. – Climate change impacts in Alpine environments. *Geography compass*, 4/8: 1133-1153.
- HEGLAND, S.J., A. NIELSEN, A. LÁZARO, A. L. BJERKNES & O. TOTLAND. 2009. – How does climate warming affect plant-pollinator interactions? *Ecology Letters*, 12: 184-195.
- ILLA, E., E. CARRILLO & J.M. NINOT. 2005. – Patterns of plant traits in Pyrenean alpine vegetation. *Elsevier, Flora*, 201: 528-546.
- IPCC. 2007. – *Intergovernmental Panel on Climate Change, Fourth Assessment Report, Climate Change 2007: Syntheses Report*. UNEP, Genève. 52 pp.
- KÖRNER, C. 1999. – *Alpine plant life. Functional plant ecology of high mountains ecosystems*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 344 pp.
- KULLMAN, L. 2010. – Alpine flora dynamics, a critical review of responses to climate change in the Swedish Scandes since the early 1950s. *Nordic Journal of Botany*, 28: 398-408.
- LORDA, M. 2001. – *Guineana N°7: Flora del Pirineo Navarro*. Universidad del País Vasco (EHU/UPV), 560 pp.
- MASTER, L., D. FABER-LANGENDOEN, R. BITTMAN, G.A. HAMMERSON, L. HEIDEL, B. RAMSAY, K. SNOW, A. TEUCHER, & A. TOMAINO. 2012. – *NatureServe Conservation Status Assessments: Factors for Evaluating Species and Ecosystem Risk*. NatureServe, Arlington, VA, 76 pp.
- MEEHL, G., T. STOCKER, W. COLLINS, P. FRIEDLINGSTEIN, A. GAYE, J. GREGORY, A. KITOH, R. KNUTTI, J. MURPHY, A. NODA, S.C. RAPER, I.G. WATTERSON, A. WEAVER & Z. ZHAO. 2007. – *Global climate projections. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & H.L. Miller (Eds). Cambridge University Press, Cambridge, 747-846.
- PARMESAN, C. 2006. – Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 37: 637-669.
- PAROLO, G. & G. ROSSI. 2008. – Upward migration of vascular plants following a climate warming trend in The Alps. *Basic and Applied Ecology*, 9: 100-107.
- POSSINGHAM, H., S. ANDELMANN, M. BURGMAN & R. MEDELLIN. 2002. – Limits to the use of threatened species list. *Trends in Ecology & Evolution*, 17: 503-507.
- RUMPF, L., F. COATES, A. MESSINA & J. MORGAN. 2008. – Potential biological indicators of climate change: evidence from phenology records of plants along the victorian coast. Australia. *Australian Journal of Botany*, 58: 428-439.
- SESÉ, J.A. & J.V. FERNÁNDEZ. 1999. – La flora alpina de los Pirineos: un patrimonio singular. In: *Espacios naturales protegidos del Pirineo. Ecología y cartografía*. L. VILLAR. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Huesca, 57-76.
- THEURILLAT, J.P. & A. GUISAN. 2001. – Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps: A review. *Climatic Change*, 50 (1-2): 77-109.
- SVENNING, J.C. & B. SANDEL. 2013. – Disequilibrium vegetation dynamics under future climate change. *American Journal of Botany*, 100 (7): 1-21.
- VILLAR, L. & J.L. BENITO-ALONSO. 2003. – La flora alpina y el cambio climático: el caso del Pirineo central (Proyecto GLORIA-Europe). In: *España ante los compromisos del Protocolo de Kioto: Sistemas Naturales y Cambio Climático*. VII Congreso Nacional de la Asociación Española de Ecología Terrestre, 92-105.
- VILLAR, L., J.A. SESÉ & J.V. FERNÁNDEZ. 1997. – *Atlas de la flora del Pirineo Aragonés Vol I*. Instituto de Estudios Altoaragoneses. Huesca, 648 pp.
- VILLAR, L., J.A. SESÉ & J.V. FERNÁNDEZ. 2001. – *Atlas de la flora del Pirineo Aragonés Vol II*. Instituto de Estudios Altoaragoneses. Huesca, 790 pp.
- WITTE, L.C. & J. STÖCLIN. 2010. – Longevity of clonal plants: why it matters and how to measure it. *Annals of Botany*, 106: 859-870.
- YOUNG, B., E. BYERS, K. GRAUER, K. HALL, G. HAMMERSON & A. REDDER. 2010. – *Guidelines NatureServe Climatic Change Vulnerability Index r2.0*. NatureServe. Arlington, VA, 54 pp.
- ZACHARY, L.S., M. WILKERSON, P. GROF-TISZA, & K. SULZNER. 2011. – *Assessing species and area vulnerability to climate change for the Oregon Conservation Strategy*. Willamette Valley Ecoregion. Conservation Management Program. University of California, Davis. 98 pp.

***Allium pyrenaicum* Costa & Vayr. (Liliaceae) en el Pirineo aragonés**

Javier Puente

*Servicio Provincial de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente de Huesca, c/. General Lasheras, 8, 22071-Huesca (España).
E-mail : jpuente@aragon.es*

RESUMEN

Se ha hecho un seguimiento demográfico de las dos poblaciones conocidas en Aragón, en las foces de Biniés y Fago, de *Allium pyrenaicum*, endémico de la vertiente sur de los Pirineos. El número de reproductores varía mucho según años y más en la foz de Fago que en la foz de Biniés. Los factores de amenaza más importantes son las labores de mantenimiento de las carreteras. Además, en los últimos años se han localizado nuevas localidades en la zona intermedia entre ambas poblaciones, la sierra de Forcalá, y también en el paco de Ezpelá (Ansó), que constituye el nuevo límite norte de la especie en Aragón.

Palabras clave: *Allium pyrenaicum*, conservación, corología, Huesca, Aragón, España.

RÉSUMÉ

***Allium pyrenaicum* Costa & Vayr. (Liliaceae) dans les Pyrénées aragonaises**

Un suivi démographique a été réalisé des deux populations connues en Aragón, aux gorges de Biniés et Fago, d'*Allium pyrenaicum*, endémique du versant sud des Pyrénées. Le nombre de plantes reproductrices est très variable selon les années, et il l'est plus dans les gorges du Fago que dans celles du Biniés. Les menaces les plus importantes qui pèsent sur ces stations sont les travaux d'entretien des routes. De plus, ces dernières années on a trouvé des nouvelles stations dans les montagnes de Forcalá, zone intermédiaire entre les deux populations, ainsi que sur la face nord d'Ezpelá (Ansó), ce qui constitue la nouvelle limite nord de cette plante dans l'Aragón.

Mots-clés: *Allium pyrenaicum*, conservation, chorologie, Huesca, Aragón, Espagne.

ABSTRACT

***Allium pyrenaicum* Costa & Vayr. (Liliaceae) in the Aragonese Pyrenees**

A demographic monitoring has been carried out of the two known populations in Aragón, in the straits of Biniés and Fago, of the species *Allium pyrenaicum*, which is endemic to the southern Pyrenees. The number of reproducing plants is widely variable among years, more so in Fago than in Biniés. The main threats are the maintenance works of the roads. In addition, new localities were found in recent years in the middle area between both populations, the Forcalá mountains, as well as in the north-facing slope of Ezpelá (Ansó), which is the new northern border of the species distribution range in Aragón.

Keywords: *Allium pyrenaicum*, preservation, chorology, Huesca, Aragón, Spain.

I. Introducción

Allium pyrenaicum es un endemismo exclusivo de la vertiente sur del Pirineo, en Cataluña oriental (Gerona y Barcelona; FONT 2013) y en el límite entre Aragón (Gómez

2013) y Navarra (LORDA 2009), mientras que, curiosamente, falta en la parte central del Prepirineo, de clima más continental. Figura como «vulnerable» en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón (Decreto 181/2005, de

6 de septiembre) y en el Catálogo de Flora Amenazada de Cataluña (Decret 172/2008, de 26 d'agost). En Navarra, se ha propuesto su protección legal (LORDA 2009). En Aragón, sólo se encuentra en la comarca de la Jacetania, en la provincia de Huesca y, hasta ahora, se conocían dos poblaciones, una en la foz de Fago y otra en la foz de Biniés (Huesca), ambas en el fondo de desfiladeros en ambiente submediterráneo.

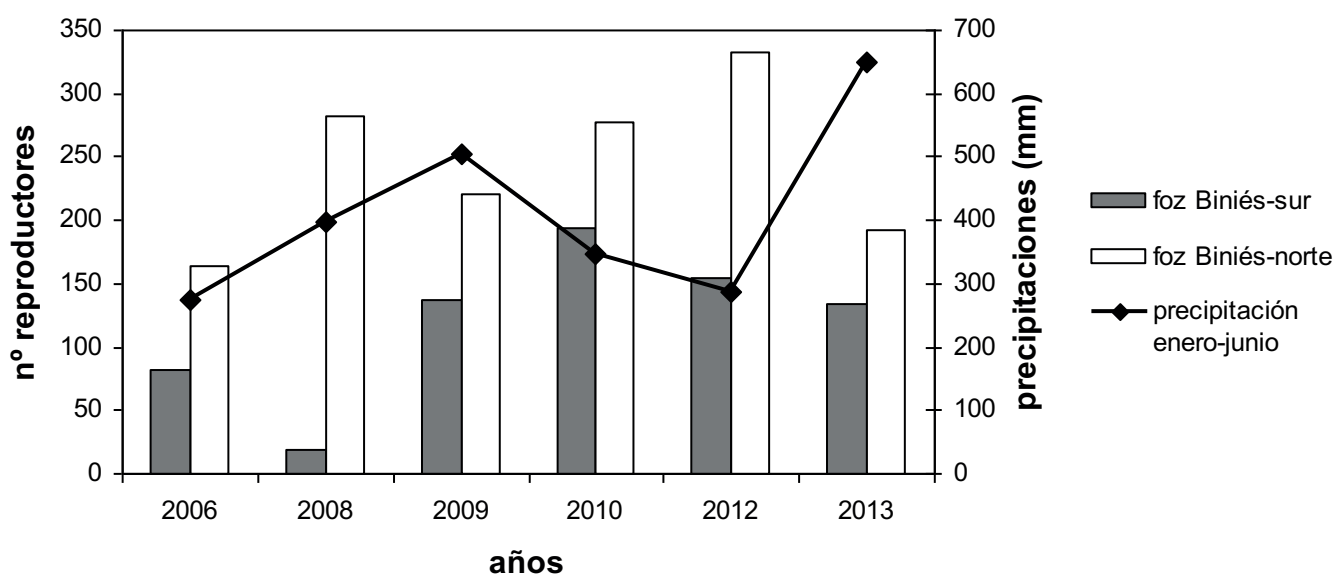
Se trata de un geófito bulboso, con umbelas que llevan numerosas flores con los tépalos blancos (rara vez rosados en la foz de Fago), acuminados, con el nervio central verde, con denticillos en el margen y escábridos en la carena. Hojas con

forma de cinta, que envainan el tallo casi hasta su mitad. Las inflorescencias llevan una única bráctea, que se cae al madurar las flores. Estambres incluidos, con filamentos que acaban en dos puntas. Florece en junio y fructifica en julio.

II. Seguimiento demográfico

El número de reproductores, contado desde la carretera en las dos poblaciones mayores, varía mucho en diferentes años y varía mucho más en la foz de Fago que en la foz de Biniés (Fig. 1). La variación no guarda relación con las precipitaciones de la primera mitad del año en la estación meteorológica de Jaca (datos del Instituto Aragonés de Estadística).

Allium pyrenaicum en la foz de Biniés



Allium pyrenaicum en la foz de Fago

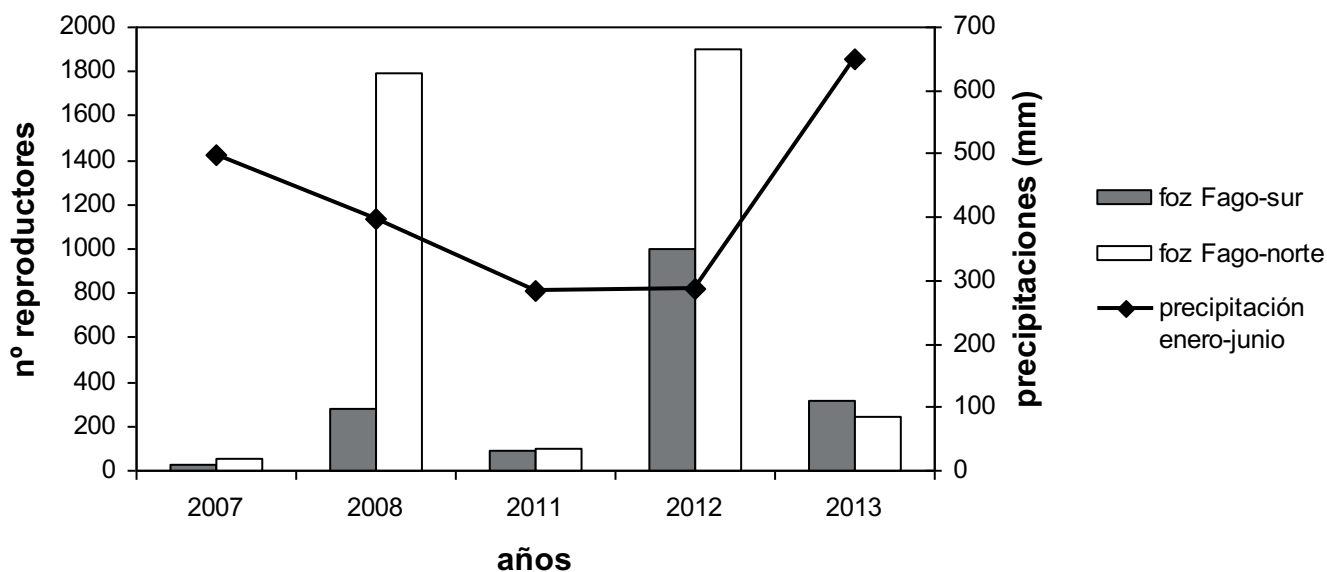


Fig. 1. Número de ejemplares reproductores de *Allium pyrenaicum* en las dos subpoblaciones de la foz de Biniés (arriba) y de la foz de Fago (abajo) en diferentes años, junto con la precipitación de enero a junio del año correspondiente en Jaca.



Fig. 2. Cuneta de la foz de Biniés antes de las obras, con *Allium pyrenaicum*.



Fig. 3. Cuneta de la foz de Biniés después de las obras de 2008.

III. Factores de amenaza

El factor de amenaza más importante, con diferencia, es el mantenimiento de las carreteras junto a las cuales crece en las dos poblaciones más grandes (ambas dentro del Paisaje Protegido de las Foces de Fago y Biniés, declarado mediante el Decreto 71/2010, de 13 de abril, del Gobierno de Aragón, y publicado en el B.O.A. de 27-4-2010). Así, además de la siega frecuente de la vegetación durante la época reproductiva, en 2008 se ejecutaron obras de profundización de la cuneta en un lado de la carretera A-1602 y de ampliación del firme en el otro, que eliminaron cientos de plantas, incluyendo también los bulbos (Fig. 2 y 3). Los que se pudieron recoger se llevaron al vivero del Gobierno de Aragón en Ejea de los Caballeros para cultivo *ex situ*. Ya se había avisado previamente al departamento responsable de las carreteras de la existencia de la planta, pero la información no llegó desde los responsables al encargado de las obras sobre el terreno. En la foz de Fago, también se han observado deslizamientos en laderas desestabilizadas por la carretera tras las lluvias.

IV. Nuevas poblaciones

En los últimos años, los Agentes para la Protección de la Naturaleza han encontrado nuevos núcleos y poblaciones de la especie. En 2010, se encontró un nuevo núcleo en el camino de Huértalo, en la población de la foz de Fago, donde se contaron ese año 91 ejemplares reproductores, y una nueva población en la sierra de Forcalá (término municipal de Ansó), donde se censaron 5 ejemplares reproductores. Esta población es un puente entre las dos que se conocían hasta la fecha, en las foces

de Fago y Biniés, y es la que alcanza mayor altitud (tabla 1).

En 2012, se localizó una nueva población en una pista forestal en el «paco» (= umbría) de Ezpelá, también en Ansó. Se contaron ese año 36 ejemplares reproductores. Esta pequeña población constituye el nuevo límite septentrional de esta especie en Aragón. No está en el fondo de un desfiladero como las de las foces de Biniés y Fago, pero es una localidad igualmente fresca por ser una ladera orientada al norte. Algo similar se observa en el valle del Roncal: busca microambientes frescos por la topografía (LORDA 2009).

Se configura así un mapa de distribución un poco más continuo y amplio de lo conocido anteriormente, pero sin alejarse de la misma zona (Fig. 4).



Fig. 4. Mapa de distribución de *Allium pyrenaicum* en Aragón.

Cuadrado	Topónimo	Municipio	Altitud	Hábitat	Especies Acompañantes
30TXN8024	foz de Biniés (sur)	Ansó-Canal de Berdún (Hu)	650-670 m	afloramientos rocosos calizos y repisas con poco suelo, zarzales en ladera pedregosa, gleras (naturales y derrubios procedentes de la carretera), cunetas de las carreteras A-1602, de Berdún a Ansó, y local de Majones a Fago	<i>Buxus sempervirens</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> , <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Acer campestre</i> , <i>A. monspessulanum</i> , <i>Pistacia terebinthus</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Lonicera implexa</i> , <i>Clematis vitalba</i> , <i>Emerus major</i> , <i>Allium moly</i> , <i>Vincetoxicum nigrum</i> , <i>Vitis sylvetris</i> , <i>Dianthus hispanicus</i> , <i>Mycelis muralis</i> , <i>Lapsana communis</i>
30TXN8125	foz de Biniés (norte)	Ansó-Valle de Hecho (Hu)	630-640 m		
30TXN7429	foz de Fago (sur)	Fago (Hu)	820-830 m		<i>Euphorbia characias</i> , <i>Rosa pouzinii</i> , <i>Cytissophyllum sessilifolium</i> , <i>Sedum sediforme</i> , <i>Clematis vitalba</i> , <i>Thymus vulgaris</i> , <i>Galium lucidum</i> , <i>Helleborus foetidus</i> , <i>Lactuca perennis</i> , <i>Galeopsis angustifolia</i> , <i>Quercus x subpyrenaica</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> , <i>Buxus sempervirens</i> , <i>Melica ciliata</i> , <i>Dorycnium pentaphyllum</i> , <i>Lathyrus latifolius</i> , <i>L. filiformis</i> , <i>Genista scorpius</i> , <i>Juniperus communis</i> subsp. <i>hemisphaerica</i> , <i>Potentilla neumanniana</i> , <i>Thalictrum tuberosum</i> , <i>Helictotrichon cantabricum</i>
30TXN7530	foz de Fago (norte) y camino de Huértalo	Fago (Hu)	860-880 m		
30TXN7829 ¡NUEVA 2010!	Forcala	Ansó (Hu)	1 175 m	matorral en ladera pedregosa	<i>Thymus vulgaris</i> , <i>Buxus sempervirens</i> , <i>Genista scorpius</i> , <i>Lonicera etrusca</i> , <i>Rubus canescens</i> , <i>Helleborus foetidus</i> , <i>Arabis turrata</i> , <i>Helianthemum nummularium</i>
30TXN7735 ¡NUEVA 2012!	paco de Ezpelá	Ansó (Hu)	950 m	cuneta de pista forestal pedregosa, sobre esquistos	<i>Acer campestre</i> , <i>A. opalus</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Abies alba</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Populus tremula</i> , <i>Buxus sempervirens</i> , <i>Emerus major</i> , <i>Prunus mahaleb</i> , <i>Rubus caesius</i> , <i>R. ulmifolius</i> , <i>Fragaria vesca</i> , <i>Vicia sepium</i> , <i>V. cracca</i> subsp. <i>incana</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Stachys heraclea</i> , <i>Geranium robertianum</i> , <i>Clematis vitalba</i>

Tabla 1. Distribución de *Allium pyrenaicum* en Aragón en cuadrados U.T.M. de 1 x 1 km, y datos de la ecología de todas las poblaciones.

V. Visitas de polinizadores

Se han constatado visitas a las flores de numerosos lepidópteros (*Argynnis pandora*, *Euphydryas aurinia* (Fig. 5), *Iphiclides podalirius*, *Brenthis hecate*, *Zygaena* cf. *filipendulae*, *Z. cf. loti*, etc.), coleópteros (*Trichius fasciatus*, *Oedemera*

nobilis, *Scarabeidae*), himenópteros (*Apis mellifera*, *Bombus* cf. *soroensis*), dípteros sírfidos (*Eritalis tenax*) y ortópteros (*Leptophyes punctatissima*). De estos insectos se alimentan arañas depredadoras de la familia *Thomisidae* (*Synaema globosum*).

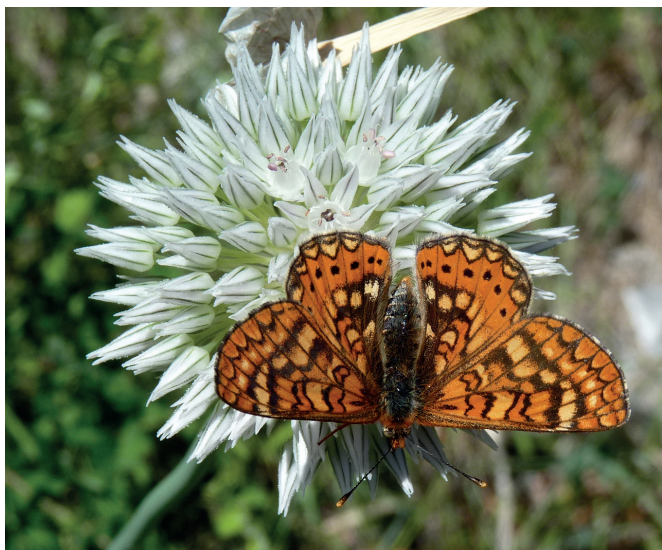


Fig. 5. La mariposa *Euphydryas aurinia* sobre *Allium pyrenaicum*. Ambas especies están protegidas en Aragón

AGRADECIMIENTOS

A Fernando VILLELLAS AGUILAR, Miguel ÁNGEL BAUTISTA MUÑOZ, José Antonio GONZÁLEZ RODRÍGUEZ, Jaime SOLANAS MURILLO y Alberto SALAVERA LAFITA.

BIBLIOGRAFÍA

- FONT, X. 2013. – *Mòdul Flora i Vegetació. Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya*. Generalitat de Catalunya i Universitat de Barcelona, <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/>
- GÓMEZ, D. 2013. – *Atlas de la flora vascular de Aragón*. Instituto Pirenaico de Ecología y Gobierno de Aragón, <http://proyectos.ipe.csic.es/floragon/index.php>
- LORDA, M. 2009. – *Allium pyrenaicum* Costa & Vayr. (*Liliaceae*) en el Valle del Roncal (Pirineo Occidental, Navarra). Propuesta para su protección legal. *Munibe*, 57: 35-45.

Changes in snowbed vegetation as a response of climatic variability: a case study

Estela Illa, Artur Lluent & Empar Carrillo

*IRBio (Institut de Recerca de Biodiversitat) & Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals
Universitat de Barcelona. Av. Diagonal, 643. Barcelona 08028.
E-mail: mcarrillo@ub.edu, estelailla@ub.edu*

ABSTRACT

Monitoring a snowbed vegetation transect after nine years revealed small changes in species composition. The set of vegetation groups remained the same, but we observed some shifts in the boundaries between them. Snowbed specialists showed a trend to reduce their space occupancy and moved towards the area of thickest snowpack, whereas some grassland species settled on the spaces left. Such changes could be related to the noticeable irregularities in the thermal and rainfall regimes occurred during this period.

Key words: Pyrenees, monitoring, plant communities, climate change

Changements dans la végétation des combes à neige en réponse à la variabilité climatique : une étude de cas

RÉSUMÉ

Le suivi d'un transect de végétation de combe à neige après neuf ans révèle des légers changements en la composition des espèces. L'ensemble des groupes végétaux reste le même, mais nous avons observé certains changements dans leurs limites. Les espèces spécialistes des combes à neige montrent une tendance à réduire leur occupation de l'espace et à se localiser vers la zone centrale de la combe à neige, tandis que certaines espèces des pelouses s'installent dans les espaces libérés. De tels changements pourraient être liés à des irrégularités notables des températures et des précipitations pendant cette période.

Mots-clés : Pyrénées, suivi des communautés végétales, changement climatique

Cambios en la vegetación de los neveros como respuesta a la variabilidad climática: un caso de estudio

RESUMEN

El seguimiento de un transecto de vegetación de nevero revela pequeños cambios en la composición de las especies después de nueve años. El conjunto de los grupos de vegetación sigue siendo el mismo, pero observamos algunos cambios en sus límites. Los taxones especialistas de neveros mostraron una tendencia a reducir la ocupación del espacio situándose hacia la zona más interior del nevero donde la nieve permanece más tiempo, mientras que algunas especies pratenses avanzaron también más hacia el centro. Tales cambios podrían estar relacionados con las notables irregularidades térmicas y pluviométricas ocurridas durante este período.

Palabras clave: Pirineos, monitoreo de comunidades vegetales, cambio climático

I. Introduction

In alpine environments, the highly pronounced microrelief results into sharp floristic and ecological gradients (JOHNSON & BILLINGS 1962), which in snowbeds are mainly caused by the duration and thickness of snow cover (GALEN & STANTON

1995) and, to a lesser extent, by the distribution of melting water and by the soil organic matter content (STANTON *et al.* 1994). Snowbed specialists (or chionophilous species) benefit from thermal insulation by snow during winter and spring (LLUENT 2007), and from water and nutrient supply during

the growing season (BOWMAN 1992, LLUENT 2007). However, these favourable conditions for growth are constrained by a short growing season due to a long-lasting snowpack. Snowbed species are adapted to complete their life cycle in a short period of time and to receive a limited amount of energy during the growing season (LLUENT 2007, ILLA *et al.* 2011).

Snowbeds occupy fragmented and reduced areas in alpine ranges, and many of their characteristic species have their southern distribution limits in the Pyrenees. In the context of climate change, evidences show how glaciers are experiencing a clear retreat in mountain areas (HAEBERLI & BENISTON 1998), and all models suggest that during the current century winter snow will significantly diminish (BENISTON *et al.* 2003, LÓPEZ-MORENO *et al.* 2009). It is expected that climate change will affect the Pyrenees through important climatic irregularities (LÓPEZ-MORENO *et al.* 2009, ENGLER *et al.* 2011), which can change environmental conditions in snowbeds. In a context of reduced snowpack and an increased growing season, low-competitive chionophilous specialists may be excluded from snowbeds by surrounding grassland species, more abundant and competitive (HEEGAARD & VANDVIK 2004, BJÖRK & MOLAU 2007, SCHÖB *et al.* 2008). Thus, snowbed species and communities are very vulnerable and threatened in all alpine areas, and most evidently in the Pyrenees due to their geographic situation.

Nowadays, few studies are aimed to investigate if changes are occurring in snowbed vegetation, and at which speed they proceed. With the aim to survey vegetation changes and assess their magnitude in snowbeds, during the period 2003-2007 we established some permanent transects along the snowmelt

gradient in the National Park of Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (LLUENT *et al.* 2006), in order to perform periodic surveys of snowbed vegetation.

The main objective of this work was to check whether the distribution of species and communities has changed in a snowbed transect first studied in 2003. We hypothesize that climatic irregularity affecting the Pyrenees these last years may have allowed some degree of colonisation of snowbed communities by grassland species, and pushed chionophilous species to the snowiest areas in the snowmelt gradient.

II. Methods

1. Study area and sampling design

The snowbed studied is situated on the northern slope of port de Ratera, at 2,540 m a.s.l. in the peripheral area of Aigüestortes i Estany de Sant Maurici National Park (Fig. 1), in the Catalan Pyrenees.

Climatic conditions in the nearest alpine meteorological station (la Bonaigua, 2266 m a.s.l.) are characterized by relatively low temperatures (mean annual temperature 3.1 °C) and high precipitation (mean annual rainfall of 1146 mm; Fig. 2 left). Data obtained from the last ten years (2003 and period 2008-2012) show rainfall irregularities mainly during summer, which has on average decreased (Fig. 2 right; Table 1). The critical period for snowbed vegetation regarding rainfall is mid- to late-summer, concretely July and especially August, when snow has already melted and snowbed plants do not benefit from snowmelt water.

The transect studied follows the snowmelt gradient: it begins in the grassland outside the snowbed (which experiences usual

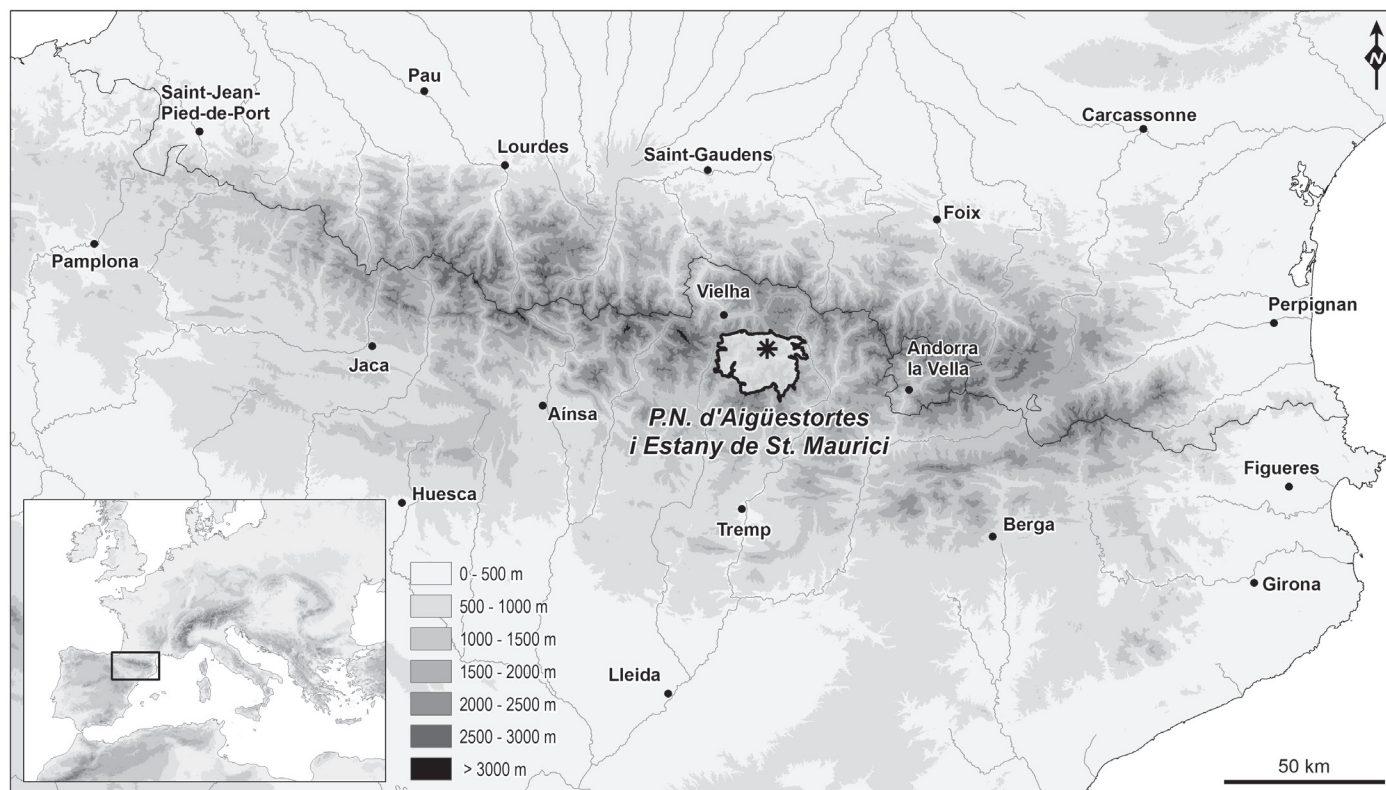


Fig. 1. Situation of Aigüestortes i Estany de Sant Maurici National Park (delimited with a dark line) and the snowbed studied (asterisk).

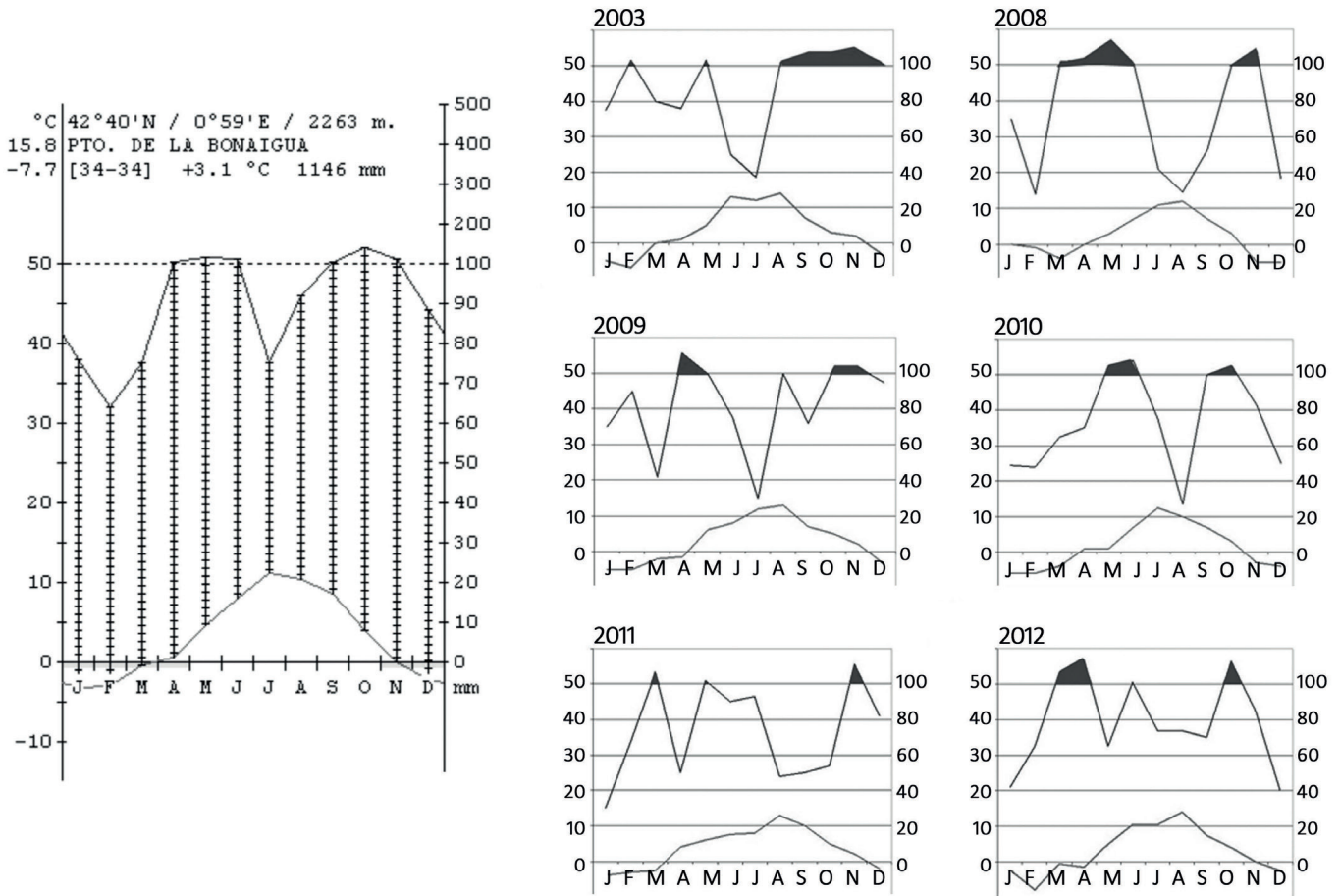


Fig. 2. Ombrothermal diagrams from la Bonaigua station, near the transect studied; reference diagram (left obtained from <https://webs.ub.edu/~infcif/index.html>) and annual diagrams for years 2003, 2008, 2009, 2010, 2011 and 2012 (right).

	Reference diagram	2003	2008	2009	2010	2011	2012
June	105	50	110	75	184	90	107
July	78	35	45	35	75	95	73
August	92	115	37	100	27	48	73
July-August rainfall	170	150	82	135	102	143	146

Table 1. Summer rainfall (mm) in the meteorological station of la Bonaigua (2266 m a.s.l.) of the reference ombrothermal diagram (Fig. 2 left) and for years 2003 and the period 2008-2012 (Fig. 2 right). Data generated by the authors from raw data obtained from Institut Meteorològic de Catalunya. Data from period 2004-2007 were not available.

conditions of alpine snowpack) and finishes in the snowbed core (where vegetation experiences increased snowpack conditions). The transect is 14 meters long and has a total of 70 subsamples. The methodology used is the same followed by LUENT *et al.* (2006). Concretely, at every 20 cm length we recorded a vegetation subsample setting a frame of 10 x 50 cm perpendicular to the direction of the transect. In each subsample we recorded all vascular plant and bryophyte species found and their cover, divided into 3 classes: 1 <10%, 2 between 10 and 50%, 3 > 50%. Sampling was performed during the optimal vegetation period (late July to mid-August) in years 2003 and 2012. Plant nomenclature follows BOLÒS *et al.* (2005).

2. Statistical analyses

To look for differences in the distribution of subsamples into groups and in the structure of transitions between groups, we performed the same analyses that LUENT (2007). Concretely, we classified subsamples into groups with the non-hierarchical clustering technique Fuzzy C-means (BEZDEK 1987). This method classifies subsamples according to their floristic composition and gives them a membership value between 0 and 1. Low membership values in one subsample mean that it belongs simultaneously to two or more groups, and is then considered as a transition between groups.

We first created a rectangular matrix for each year, where

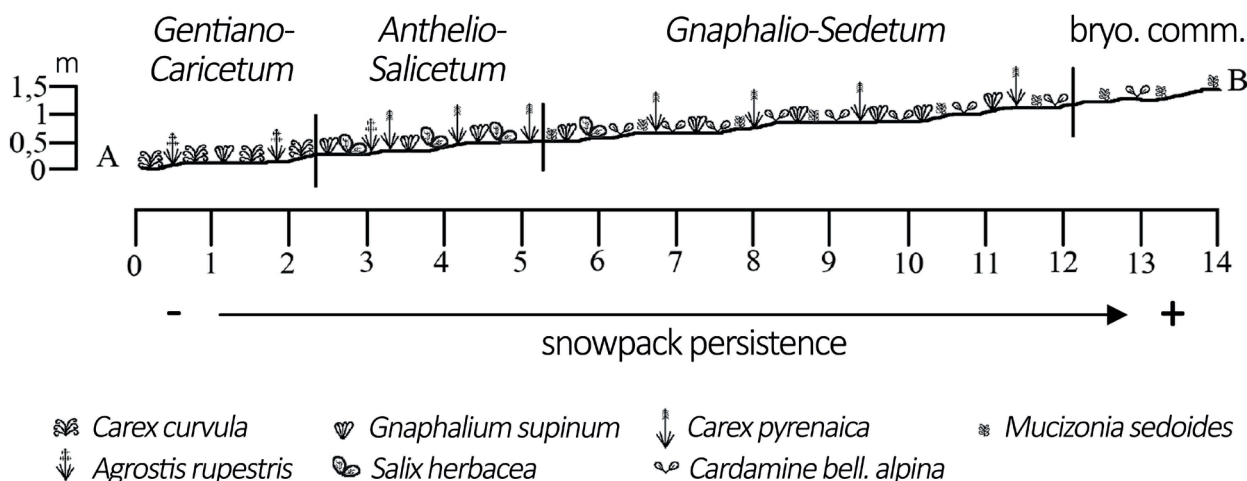


Fig. 3. Situation of the different plant communities (with the most abundant species) along the transect, following the snowmelt gradient. A- starting point of the transect; B- endpoint of the transect; scale in meters (figure obtained from LLUENT 2007).

columns were species and rows were subsamples. Data were transformed with the Hellinger distance (RAO 1995), which uses the cover values to compute the distance between objects. Then we performed the fuzzy analysis with a fuzziness value of 1.2 (it is the highest value with which membership values of 1 can be obtained, but it is also useful in detecting transitional samples). We performed different partitions, and retained the best according to the Dunn coefficient partition (DUNN 1976). Once we obtained the total number of groups, we checked whether the different species discriminate between them by computing the ϕ -fidelity of each species to each group (CHYTRÝ *et al.* 2002). We considered a threshold value of $\phi=0.3$, whose statistical significance is $p < 0.05$ for datasets with more than 46 samples and $p < 0.01$ for datasets with more than 61 samples (de Cáceres 2005). All analyses were performed with the program Ginkgo in the package VegAna (BOUXIN 2005, DE CÁCERES 2005).

To look for trends in the frequency of species along the transect, we computed a frequency index for each species. We subtracted the total number of subsamples where a species was present in a given group in 2003 to the total number of subsamples where it was present in the same section of the transect in 2012. Positive values meant an increase and negative values a decrease of the frequency of species along the section of the transect included in the group analysed. To know if there were differences between the different vegetation groups and between the sets of species with different habitat specificity (i.e. grassland species and snowbed specialists), we performed a general two-way ANOVA. Afterwards, we also performed individualised one-way ANOVAs for each vegetation group in order to look for differences between the sets of species at group level. These analyses were conducted with R (R Development Core Team 2016).

III. Results

Vegetation groups resulting from the Fuzzy-C-means analyses were four, the same that were evidenced in 2003, and corresponded to the same plant communities identified by LLUENT (2007). Concretely, following the snowmelt gradient from the earliest snow-melting end to the latest snow-melting

end, the first group identified corresponded to the *Carex curvula* subsp. *curvula* grassland (*Gentiano-Caricetum curvulae* Nègre 1969), the second group to the chionophilous *Salix herbacea* carpet (*Anthelio-Salicetum herbacea* Br.-Bl. 1948), the third group to the chionophilous community of small snowbed hemicryptophytes (*Gnaphalio-Sedetum candollei* Br.-Bl. 1948) and the last group to the bryophyte community dominated by *Brachythecium glaciale* (Fig. 3).

The distribution of these different communities on the snowmelt gradient was similar between years, although some minor variations were detected in subsamples corresponding to the transition area between them (Fig. 4). The most noticeable differences were that the boundary area between *Gentiano-Caricetum* and *Anthelio-Salicetum* increased at expenses of the second community, that the transition between *Anthelio-Salicetum* and *Gnaphalio-Sedetum* became more defined, and that the border between *Gnaphalio-Sedetum* and bryophyte community moved slightly towards the end of the snowmelt gradient.

The fidelity of species to each vegetation group (or community) also showed some differences (Table 2). In *Gentiano-Caricetum curvulae* faithful species were characteristic taxa of this grassland in both years, except *Anthelia juratzkana*, a snowbed specialist liverwort which had been associated with this group in 2003, but belonged to *Anthelio-Salicetum herbaceae* in 2012, as it would be expected. *Gnaphalio-Sedetum candollei* and bryophyte community showed the most apparent changes. In 2003 the only species that showed fidelity to the bryophyte community was the moss *Brachythecium glaciale*, while in 2012 also *Cerastium cerastoides* and *Cardamine bellidifolia* subsp. *alpina* had significant fidelity for this vegetation group. The case of this last species proves that snowbed vegetation is experiencing important changes: in 2003 it was the species with the highest fidelity for *Gnaphalio-Sedetum candollei*, whereas in 2012 it appeared as significantly faithful (although it had lower fidelity values) to both *Gnaphalio-Sedetum* and the bryophyte community.

The set of species found along the transect for 2003 was 36,

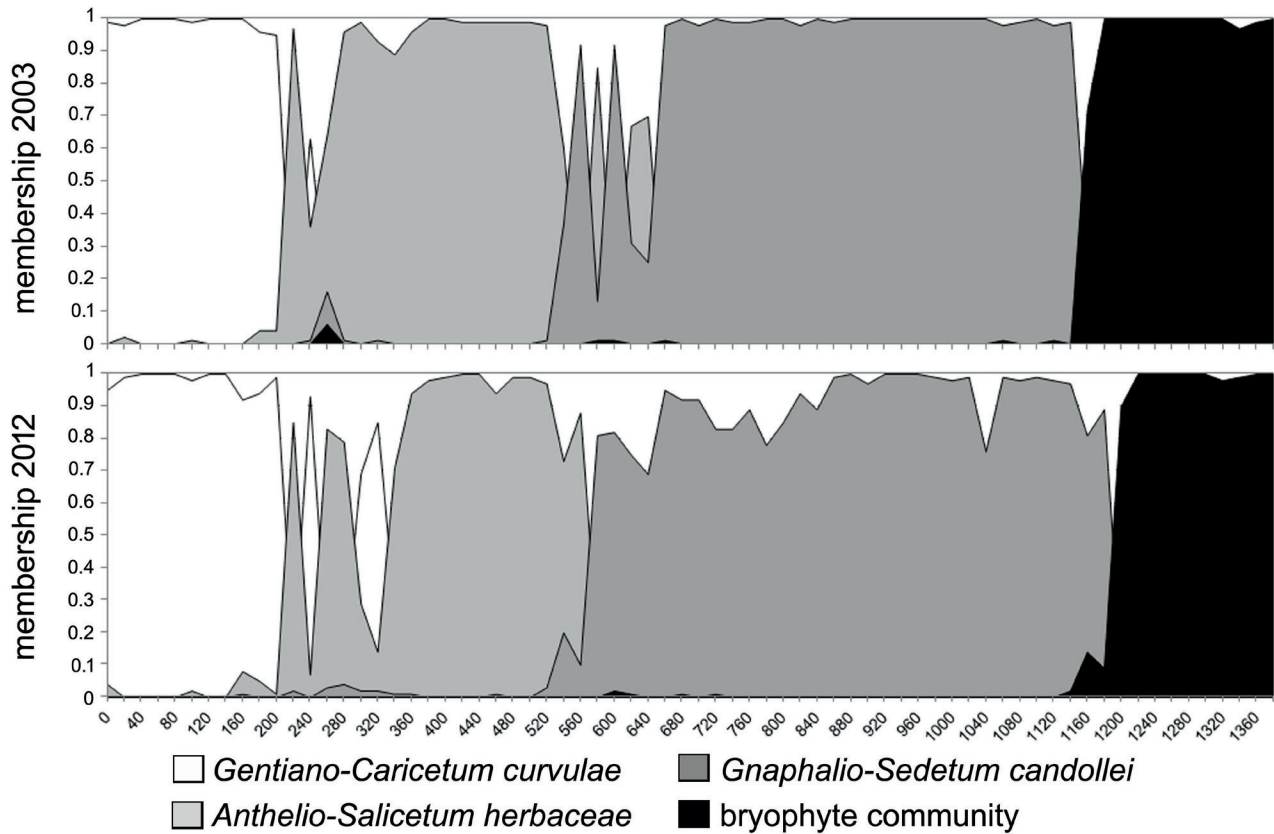


Fig. 4. Distribution of subsamples into the vegetation groups for years 2003 and 2012.

	<i>Gentiano-Caricetum</i>		<i>Anthelio-Salicetum</i>		<i>Gnaphalio-Sedetum</i>		<i>Bryophyte community</i>	
	2003	2012	2003	2012	2003	2012	2003	2012
<i>Carex curvula curvula</i>	0.95	0.82	-0.21	-0.09	-0.38	-0.45	-0.22	-0.2
<i>Primula integrifolia</i>	0.63	0.71	0.3	0.21	-0.51	-0.56	-0.33	-0.26
<i>Polytrichum piliferum</i>	0.61	0.13	-0.17	0.12	-0.22	-0.15	-0.13	-0.07
<i>Gentiana acaulis alpina</i>	0.59	0.66	0.35	0.32	-0.54	-0.6	-0.31	-0.28
<i>Phyteuma hemisphaericum</i>	0.59	0.58	0.35	0.39	-0.54	-0.57	-0.31	-0.31
<i>Agrostis rupestris</i>	0.57	0.49	0.24	-0.12	-0.39	-0.04	-0.36	-0.36
<i>Leontodon pyrenaicus pyrenaicus</i>	0.54	0.45	-0.05	0.27	-0.24	-0.4	-0.17	-0.27
<i>Anthelia juratzkana</i>	0.5	0.1	0.23	0.31	-0.41	-0.16	-0.24	-0.25
<i>Poa alpina alpina</i>	0.42	-0.03	-0.11	-0.27	-0.37	0.32	0.19	-0.11
<i>Luzula spicata montsignatica</i>	0.26	0.34	-0.07	-0.09	-0.1	-0.15	-0.05	-0.07
<i>Pedicularis kernerii</i>	0.09	0.34	0.03	-0.09	-0.02	-0.15	-0.1	-0.07
<i>Plantago maritima alpina</i>	-0.02	0.08	0.78	0.67	-0.48	-0.44	-0.28	-0.26
<i>Sibbaldia procumbens</i>	-0.15	-0.17	0.62	0.32	-0.27	0.03	-0.24	-0.21
<i>Euphrasia gr. minima</i>	0.36	0.25	0.59	0.19	-0.55	0.08	-0.35	-0.62
<i>Salix herbacea</i>	0.23	0.22	0.55	0.39	-0.32	-0.12	-0.45	-0.55
<i>Nardus stricta</i>	-0.09	-0.18	0.53	0.62	-0.26	-0.17	-0.2	-0.28
<i>Cardamine bellidifolia alpina</i>	-0.42	-0.36	-0.6	-0.45	0.73	0.33	0.19	0.47
<i>Mucizonia sedoides</i>	-0.38	-0.24	-0.45	-0.25	0.7	0.39	0	0.01
<i>Veronica alpina</i>	-0.37	-0.37	-0.24	-0.32	0.61	0.72	-0.14	-0.22
<i>Carex pyrenaica</i>	-0.49	-0.45	0.36	0.09	0.55	0.63	-0.65	-0.49
<i>Polytrichum sexangulare</i>	-0.39	-0.4	0.19	0.3	0.44	0.3	-0.39	-0.32
<i>Gnaphalium supinum</i>	0.21	-0.2	0.28	0.17	0.36	0.37	-1	-0.51
<i>Taraxacum alpinum</i>	-0.16	-0.17	-0.22	-0.17	0.36	0.09	-0.04	0.27
<i>Sagina saginoides</i>	-0.29	-0.4	-0.24	-0.27	0.34	0.48	0.13	0.1
<i>Cerastium cerastoides</i>	-0.41	-0.23	-0.16	-0.15	0.3	0.05	0.2	0.36
<i>Oreochloa disticha blanka</i>	-0.16	-0.15	-0.02	-0.16	0.27	0.34	-0.16	-0.12
<i>Arenaria biflora</i>	-0.16	-0.02	0.05	-0.23	0.27	0.33	-0.25	-0.18
<i>Brachythecium glaciale</i>	-0.2	-0.2	-0.26	-0.21	-0.34	-0.36	0.95	1

Table 2. Fidelity values of species to the different groups of vegetation in years 2003 and 2012. Dashed lines separate faithful species belonging to the different vegetation groups in 2003. Grey background highlights significant values ($\phi \geq 0.3, p < 0.05$).

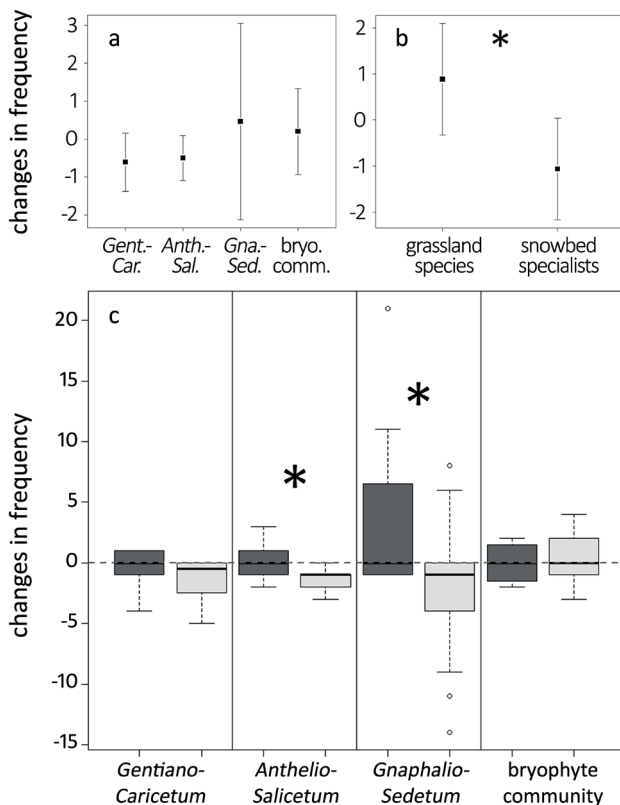


Fig. 5. Changes in the frequencies of species present in the transect depending on the vegetation groups (or communities) found along the transect, and on the sets of species considering their habitat specificity (i.e. grassland species and snowbed specialists): **a**, mean and 95% confidence interval of changes in frequency between communities; **b**, mean and 95% confidence interval of changes between sets of species; **c**, changes of frequency between the sets of species depending on the community (dark grey, grassland species; light grey, snowbed specialists). Asterisks in a plot mean significant differences ($p < 0.05$)

and it was almost the same in 2012 (38 taxa). The new species found in 2012 were generalists (*Festuca eskia*, *Murbeckiella pinnatifida* and *Vaccinium uliginosum* subsp. *microphyllum*) and occurred only in one subsample. On the other hand, *Campanula scheuchzeri*, which in 2003 appeared only in one subsample, was not detected in 2012.

Analyses of changes in the frequency of species showed contrasted results. On one hand, vegetation groups (or communities) did not show significant differences between them ($F_{3,85} = 1.16$, $p = 0.329$; Fig. 5a), whereas when grouping species depending on their habitat specificity, we found significant differences ($F_{1,85} = 5.77$, $p = 0.0185$), with grassland species showing an increase of frequency along the transect and snowbed specialists a decrease (Fig. 5b). The analyses of the sets of grassland and snowbed species for each vegetation group separately showed the same trends than the general test, i.e. an increase in the frequency of grassland species and a decrease of snowbed specialists (Fig. 5c). We found significant differences between these two sets of species in the communities situated in the central part of the snowbed, concretely *Anthelio-Salicetum* ($F_{1,22} = 6.891$, $p = 0.0155$) and *Gnaphalio-Sedetum* ($F_{1,26} = 4.956$, $p = 0.0349$). Although

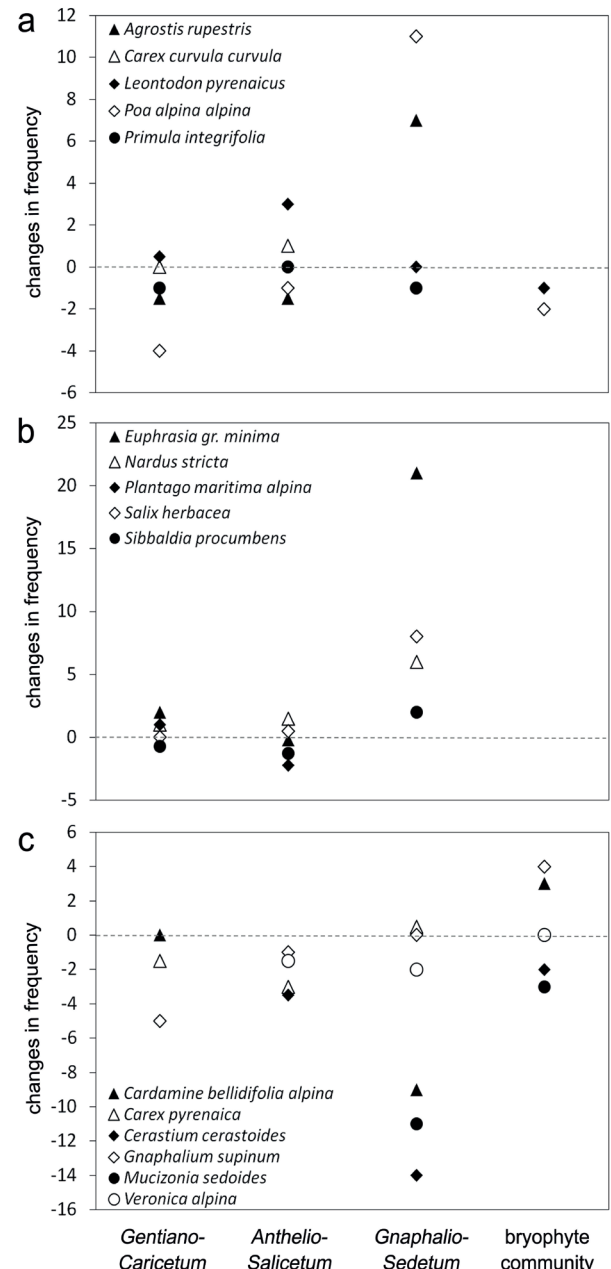


Fig. 6. Changes in the frequency of the most representative faithful species in the four communities present along the transect: **a**, *Gentiano-Caricetum* faithful species; **b**, *Anthelio-Salicetum* faithful species; **c**, *Gnaphalio-Sedetum* faithful species.

in the *Gentiano-Caricetum* grassland community we also observed a decrease of snowbed specialists, differences with grassland species were not significant. On the other hand, at the snowiest end of the transect, snowbed specialists showed a non-significant trend towards an increased frequency.

At species level, the distribution and abundance of most species along the transect remained more or less constant after 9 years (Appendix 1), although some of them showed clear trends. Species that were faithful to *Gentiano-Caricetum* did not show any trend in their group, but *Agrostis rupestris* and *Poa alpina* experienced a considerable increase in their frequency in *Gnaphalio-Sedetum* (Fig. 6a, Appendix 1). *Euphrasia gr. minima*, *Nardus stricta* and *Salix herbacea*,

all of them faithful to *Anthelio-Salicetum*, also experienced a considerable increase in *Gnaphalio-Sedetum* (Fig. 6b). Finally, snowbed specialists with high fidelity values for *Gnaphalio-Sedetum*, not only decreased in frequency in *Gentiano-Caricetum* and *Anthelio-Salicetum* when present, but also experienced an enormous decrease in their own group, mainly *Cardamine bellidifolia* subsp. *alpina*, *Cerastium cerastoides* and *Mucizonia sedoides*. However, the frequency of *Cardamine bellidifolia* subsp. *alpina* and *Gnaphalium supinum* showed a slight tendency to increase in the bryophyte community, at the snowiest end of the transect (Fig. 6c).

IV. Discussion

After nine years, the snowbed studied had the same vegetation communities along the snowmelt gradient, and the species were mostly the same. However, there were changes in the distribution and frequency of these species. On one hand we found a generalised decrease of chionophilous plants (or snowbed specialists) except in the snowiest part of the snowbed, where they seemed to experience a slight increase. On the other hand, grassland species colonised the internal sectors of the transect and became more frequent in the different snowbed groups except in the bryophyte community. Thus, our findings confirm the predictions of some authors about the vulnerability of chionophilous species face to the neighbouring grassland species (HEEGAARD & VANDVIK 2004, BJÖRK & MOLAU 2007, SCHÖB *et al.* 2008).

Climatic variability, mainly a decrease in summer precipitation, has been observed during the last ten years in a meteorological station near our study site. In addition, a three-year monitoring-period of environmental conditions in this site showed a high irregularity on the date of snowmelt (LUENT 2007), and the monitoring of other snowbeds in the Pyrenees confirms this situation (LUENT 2007, ILLA *et al.* 2011). Regarding snowfall, although LÓPEZ-MORENO (2005) observed a reduction of snow depth due to a reduction in winter precipitation during the second half of the 20th century in the Pyrenees, in the study area winter precipitation has remained similar than the reference values during the 2003-2012 period (data not shown).

The high reduction of summer rainfall could be one of the main factors explaining the observed decrease in the frequency of snowbed specialists along the transect, as they need a fair water supply, which comes from the melting snow in early-to mid-summer, and from summer rainfall.

Species with high moisture requirements such as *Cerastium cerastoides* or *Epilobium anagallidifolium* (MATTHEWS 1992, BOLÒS *et al.* 2005) could have suffered from summer drought, exemplified by a reduction of their frequency in the snowbed communities of the central part of the transect, only remaining more or less constant in the snowiest end of the snowmelt gradient.

Other climate-related events can also have negative effects on snowbed vegetation. A reduction of snowpack persistence can expose snowbed species to frost events, and differences in the growing season length affect the phenological cycle of some snowbed species (LUENT *et al.* 2013) and thus, their reproductive success. Not only the negative effects of frost

damage or summer drought on snowbed species, but also their low competitive ability, can allow grassland species to colonize gaps within snowbed plants, especially when the total cover of the vegetation is low. In our study site, *Gnaphalio-Sedetum* illustrates this situation. Small hemicryptophytes dominate in this community, where vegetation cover is not as high as in the neighbouring *Anthelio-Salicetum* (where the creeping subshrub *Salix herbacea* largely covers the surface), and bare ground is abundant. Certainly, this community experienced the largest changes in the frequency of both snowbed and grassland species, with the latter becoming relatively abundant. Grassland species colonising snowbed patches were mainly graminoids, which in alpine meadows were found to increase with increasing growing season (OSTLER *et al.* 1982). Their higher frequency in 2012 could then suggest a trend towards an earlier snowmelt date or towards an increased amount of energy during the growing season in the snowbed studied.

A relevant aspect when assessing changes in vegetation is the ability of species to colonize new favourable areas. As mentioned above, snowbed vegetation is subjected to a short growing season (KÖRNER 2003, ILLA *et al.* 2011), but also to a certain development of soil (BRAUN-BLANQUET 1948). Usually, the snowiest end of a snowbed has a rocky, very immature soil, so the retreat of snowbed communities to this area may be unfeasible. In addition, permanent or almost permanent snowfields are usually rocky places which do not hold any vegetation, or just typical species from rocky habitats. Then, even if snow melts earlier, these topographic situations are not suitable places for the establishment of snowbed vegetation, which in a near future may experience a clear retreat in their southern distribution limit due to climate change.

V. Conclusions

Despite its limited scope, as the monitoring period is short and only one gradient was studied, we believe that this study can contribute to the understanding of the relationship between climate and snowbed vegetation. Indeed, the period between 2003 and 2012 was long enough to evidence some changes in snowbed vegetation, that could be related to strong inter-annual irregularity of meteorological data, with a tendency to reduced summer precipitation. Although the shifts found in snowbed vegetation were small, they drew a rather clear directionality, concretely a retraction of the area occupied by chionophilous species, and an increase of the area occupied by grassland species, mainly grasses. In the current context of climate change, more snowbed sites may be surveyed in order to predict the future of snowbed communities and species, especially in their southernmost distribution limit.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was partly supported by the Catalan AGAUR agency (through the 2009 SGR 451 funding to the Geobotany and Vegetation Mapping research group), the Spanish Ministry of Environment (through the project 634S/2012 of Organismo Autónomo Parques Nacionales), and the National Park Aigüestortes i Estany de Sant Maurici.

BIBLIOGRAFIA

- BENISTON, M., F. KELLER, B. KOFFI & S. GOYETTE. 2003. – Estimates of snow accumulation and volume in the Swiss Alps under changing climatic conditions. *Theoretical and Applied Climatology*, 76: 125-140.
- BEZDEK, J.C. 1987. – Some non-standard clustering algorithms. *Developments in Numerical Ecology*, 14: 225-287.
- BJÖRK, R.G. & U. MOLAU. 2007. – Ecology of alpine snowbeds and the impact of global change. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, 39: 34-43.
- BOLÒS, O., J. VIGO, R.M. MASALLES & J.M. NINOT. 2005. – *Flora Manual dels Països Catalans*, 2nd edn Pòrtic, Barcelona, 1310 pp.
- BOUXIN, G. 2005. – Ginkgo, a multivariate analysis package. *Journal of Vegetation Science*, 16 : 355-359.
- BOWMAN, W.D. 1992. – Inputs and storage of nitrogen in winter snowpack in an alpine ecosystem. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 24: 211-215.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1948. – *La végétation alpine des Pyrénées orientales*. Monografia de la Estación de Estudios Pirenaicos y del Instituto Español de Edafología, Ecología y Fisiología Vegetal, Barcelona, 306 pp.
- CÁCERES, M. DE. 2005. – *La Classificació numèrica de la vegetació basada en la composició florística*. Thesis Universitat de Barcelona, 367 pp.
- CHYTRÝ, M., L. TICHÝ, J. HOLT & Z. BOTTA-DUKÁ. 2002. – Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *Journal of Vegetation Science*, 13: 79-90.
- DUNN, J.C. 1976. – Indices of partition fuzziness and detection of clusters in large data sets. In: *Gupta M (ed.) Fuzzy automata and decision processes*. Elsevier, New York, pp. 271-283.
- ENGLER, R., C.F. RANDIN, W. THUILLER, S. DULLINGER, N.E. ZIMMERMANN, M.B. ARAÚJO, P.B. PEARMAN, G. LE LAY, C. PIEDALLU, C.H. ALBERT, P. CHOLER, G. COLDEA, X. DE LAMO, T. DIRNBÖCK, J.C. GÉGOUT, D. GÓMEZ-GARCÍA, J.A. GRYTNES, E. HEEGAARD, F. HOISTAD, D. NOGUÉS-BRAVO, S. NORMAND, M. PUSCAS, M.T. SEBASTIÀ, A. STANISCI, J.P. THEURILLAT, M.R. TRIVEDI, P. VITTOZ & A. GUISAN. 2011. – 21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe. *Global Change Biology*, 17: 2330-2341.
- GALEN, C. & M.L. STANTON. 1995. – Responses of snowbed plant species to changes in growing-season length. *Ecology*, 76: 1546-1557.
- HAEBERLI, W. & M. BENISTON. 1998. – Climate change and its impacts on glaciers and permafrost in the Alps. *Ambio*, 27: 258-265.
- HEEGAARD, E. & V. VANDVIK. 2004. – Climate change affects the outcome of competitive interactions - an application of principal response curves. *Oecologia*, 139: 459-466.
- ILLA, E., A. LLUENT & E. CARRILLO. 2011. – Gradient tèrmic i canvis de vegetació en congegteres pirenaïques. In: *Actes del IX Colloqui Internacional de Botànica Pirenaico-cantàbrica*. IEA (Institut d'Estudis Andorrans), Ordino. Andorra, pp. 209-216.
- JOHNSON, P.L. & W.D. BILLINGS. 1962. – The alpine vegetation of the Beartooth Plateau in relation to cryopedogenic processes and patterns. *Ecological Monographs*, 32:105-135.
- KÖRNER, C. 2003. – *Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems*, 2nd edn Springer, Berlin, XI + 349 pp.
- LLUENT, A. 2007. – *Estudi de l'estructura i funcionament de les comunitats quionòfiles en relació a la variació dels factors ambientals*. Universitat de Barcelona, 243 pp.
- LLUENT, A., A. ANADON-ROSELL, J.M. NINOT, O. GRAU & E. CARRILLO. 2013. – Phenology and seed setting success of snowbed plant species in contrasting snowmelt regimes in the Central Pyrenees. *Flora*, 208: 220-231.
- LLUENT, A., E. ILLA & E. CARRILLO. 2006. – Establiment d'una xarxa d'estacions per al seguiment de la vegetació de les congegteres del Parc Nacional. In: *VII Jornades sobre Recerca al Parc Nacional d'Aiguestortes i Estany de Sant Maurici*, pp. 161-176.
- LÓPEZ-MORENO, J.I. 2005. – Recent variations of snowpack depth in the central Spanish Pyrenees. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 37: 253-260.
- LÓPEZ-MORENO, J.I., S. GOYETTE & M. BENISTON. 2009. – Impact of climate change on snowpack in the Pyrenees: Horizontal spatial variability and vertical gradients. *Journal of Hydrology*, 374: 384-396.
- MATTHEWS, J.A. 1992. – *The ecology of recently-deglaciated terrain*. Cambridge University Press, Cambridge, XVII + 390 pp.
- OSTLER, W.K., K.T. HARPER, K.B. MCKNIGHT & D.C. ANDERSON. 1982. – The effects of increasing snowpack on a subalpine meadow in the Uinta Mountains, Utah, U.S.A. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 14: 203-214.
- R Development Core Team. 2016. – R: A language and environment for statistical computing.
- RAO, C.R. 1995. – A review of canonical coordinates and an alternative to correspondence analysis using Hellinger distance. *Qüestió*, 19 (2): 3-63.
- SCHÖB, C., P.M. KAMMER, Z. KIKVIDZE, P. CHOLER & H. VEIT. 2008. – Changes in species composition in alpine snowbeds with climate change inferred from small-scale spatial patterns. *Web Ecology*, 8: 142-159.
- STANTON, M.L., M. REJMANEK & C. GALEN. 1994. – Changes in vegetation and soil fertility along a predictable snowmelt gradient in the mosquito range, Colorado, U.S.A. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 26 : 365-374.

	<i>Gentiano- Caricetum</i>	<i>Anthelio- Salicetum</i>	<i>Gnaphalio- Sedetum</i>	bryophyte community
grassland species				
<i>Agrostis rupestris</i>	-1	-1	7	
<i>Armeria maritima alpina</i>	1		0	2
<i>Campanula</i> gr. <i>scheuchzeri</i>			-1	
<i>Carex curvula curvula</i>	0	1		
<i>Euphrasia</i> gr. <i>minima</i>	1	0	21	
<i>Festuca eskia</i>				
<i>Gentiana acaulis alpina</i>	-1	-1		
<i>Leontodon pyrenaicus pyrenaicus</i>	0	3	0	-1
<i>Luzula spicata monsignatica</i>	1			
<i>Murbeckiella pinnatifida</i>				1
<i>Nardus stricta</i>	1	1	6	
<i>Pedicularis kernerii</i>	1	-1	-1	
<i>Phyteuma hemisphaericum</i>	1	2		
<i>Plantago maritima alpina</i>	1	-2		
<i>Poa alpina alpina</i>	-4	-1	11	-2
<i>Polytrichum alpinum</i>	0			
<i>Polytrichum piliferum</i>	-3			
<i>Primula integrifolia</i>	-1	0	-1	
<i>Ranunculus pyrenaicus pyrenaicus</i>		0	0	
<i>Selinum pyrenaicum</i>		-1	-1	
<i>Vaccinium uliginosum microphyllum</i>		1		
snowbed species				
<i>Anthelia juratzkana</i>	-4	-1	6	
<i>Arenaria biflora</i>	0		-2	
<i>Brachythecium glaciale</i>				-1
<i>Cardamine bellidifolia alpina</i>	0		-9	3
<i>Carex pyrenaica</i>	-1	-3	0	
<i>Cerastium cerastoides</i>		-3	-14	-2
<i>Epilobium anagallidifolium</i>			-4	0
<i>Gnaphalium supinum</i>	-5	-1	0	4
<i>Luzula alpinopilosa</i>			0	
<i>Mucizonia sedoides</i>			-11	-3
<i>Oreochloa disticha blanka</i>		-2	0	
<i>Polytrichum sexangulare</i>		0	-1	
<i>Sagina saginoides</i>		-1	4	2
<i>Salix herbacea</i>	0	0	8	
<i>Sedum alpestre</i>	-1			-1
<i>Sibbaldia procumbens</i>	0	-1	2	
<i>Taraxacum alpinum</i>			-1	2
<i>Veronica alpina</i>		-1	-2	0

Appendix 1. Changes in the frequency of all species present along the transect in the different vegetation groups where they are present

Suivi de végétations de combes à neige alpines à *Salix herbacea* dans les Pyrénées

Benjamin Komac¹, Ludovic Olicard², M. Domènech¹ & G. Corriol²

1. Andorre Recerca + Innovació, Avinguda Rocafort 21-23. AD 600 Sant-Julià-de-Lòria, Principat d'Andorra

E-mail : bkomac@ari.ad

2. Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, Vallon de Salut,

BP 70315, 65203 Bagnères-de-Bigorre Cedex,

E-mail : ludovic.olicard@cbnmpm.fr

RÉSUMÉ

Selon différents auteurs, la végétation alpine est particulièrement sensible aux changements environnementaux, en particulier du fait de sa subordination à des caractéristiques pédo-climatiques très spécifiques. Les communautés végétales alpines des combes à neige, avec une flore très spécifique, seraient ainsi particulièrement sensibles aux variations du climat. Par conséquent, elles peuvent être considérées comme un modèle de communauté végétale pour constituer un observatoire de l'impact des variations du climat sur la végétation alpine.

À cette fin, en 2012 avec l'aide de fonds POCTEFA, l'Observatoire pyrénéen du changement climatique (OPCC) a financé le projet de suivi des combes à neige acidophiles pyrénéennes. Le but de ce programme (2012-2013) est la définition d'un protocole de suivi et sa mise en place dans 14 combes à neige distribuées sur toute la chaîne pyrénéenne, protocole que nous présentons ici.

Mot-clés : combes à neige, végétation alpine, *Salix herbacea*, variations climatiques, protocole de suivi

Seguimiento de vegetaciones en los neveros alpinos de los Pirineos

RESUMEN

Según varios autores, la vegetación alpina es particularmente sensible a los cambios ambientales, sobre todo por el hecho de su dependencia de características pedo-climáticas muy específicas. Las comunidades vegetales alpinas de neveros, con una flora muy específica, serían por ello particularmente sensibles a las variaciones climáticas. Por eso, pueden ser consideradas como un modelo de comunidad vegetal para la observación del impacto de las variaciones climáticas sobre la vegetación alpina.

Por lo tanto, en 2012 con la ayuda de fondos POCTEFA, el OPCC ha financiado el proyecto de seguimiento de los neveros acidófilos del Pirineo. El objetivo de ese proyecto (periodo 2012-2013) es la elaboración de un protocolo de seguimiento y su aplicación en 14 neveros de toda la cordillera pirenaica, protocolo que se presenta en esta publicación.

Palabras clave: neveros, vegetación alpina, *Salix herbacea*, variaciones climáticas, protocolo de seguimiento

Monitoring of vegetation of alpin snowbeds in the Pyrenees

SUMMARY

According to different authors, alpine vegetation appears to be particularly sensitive to environmental changes, especially because of this subjection to very specific soil and climatic conditions. Alpine snowbed communities, with their specific flora, would be particularly sensitive to climate variations. Consequently, they can be taken as a model of plant community for the monitoring of the impact of climate changes on alpine vegetation.

Therefore, in 2012 with the financial help of POCTEFA, the OPCC provided funding for the monitoring program of acidophilus Pyrenean snowbeds. The aim of this program (2012-2013) consists in the definition of a monitoring protocol and its implementation in 14 snowbeds, distributed throughout the Pyrenean chain; protocol which is here presented.

Key words: snowbeds, alpine vegetation, *Salix herbacea*, climate variations, monitoring protocol

I. Introduction – Justification

Selon différents auteurs, la végétation alpine est particulièrement sensible aux changements environnementaux et répond aux variations climatiques comme le réchauffement (THULLER *et al.* 2005). Les communautés végétales alpines des combes à neige, avec une flore très spécifique, seraient ainsi particulièrement sensibles aux changements climatiques (HEEGAARD & VANDVIK 2004) du fait de conditions pédoclimatiques spécifiques (BRAUN-BLANQUET 1948). La diversité floristique des combes à neige, même faible, contribue de forme exclusive à la biodiversité globale des zones de montagne.

Selon les prédictions de l'IPCC (IPCC 2007), la température moyenne de la planète augmenterait entre 1,4 et 5,8°C au cours de la période 1990-2100. Pour les Pyrénées, selon l'Instituto Nacional de Meteorologia (AEMET 2008), la température moyenne augmenterait de 4,5 à 5°C en 2100, surtout pour les périodes hivernales. Si ces scénarios hypothétiques se réalisaient, les combes à neige, sont probablement l'habitat alpin où les conditions méso-climatiques changeront le plus rapidement (GRABHER 2003). Un des principaux scénarios de réchauffement climatique pour les combes à neige prévoit une fonte des neiges plus précoce, qui exposerait la végétation à des changements brusques des températures atmosphériques et possiblement à une dessiccation plus importante du sol en période estivale. La fonte de la neige et l'augmentation des températures du sol contribueraient à l'évolution du milieu, sur le plan écologique, qui pourrait alors être occupé par d'autres espèces moins spécialistes et plus opportunistes. À l'inverse une augmentation de la durée moyenne d'enneigement ou de gel aurait pour conséquence de raccourcir la période de végétation déjà très contrainte sur ce paramètre et en modifier la composition ou la structure. En outre, les végétations de combes à neige, essentiellement vivaces, sont adaptées pour intégrer des variations climatiques inter-annuelles très importantes et donc à réagir plutôt à des tendances sur un plus long terme. Cependant, il n'y a pas de prédiction claire et avérée quant au futur des habitats de combes à neige (DOMÈNECH 2009, ILLA *et al.* 2011). L'étude des préférences écologiques des espèces, leur relation interspécifique et leur relation avec le milieu physique sont nécessaires pour pouvoir prédire les évolutions.

Par conséquent, les combes à neige peuvent être considérées comme un modèle de communauté végétale pour l'étude et les prédictions des effets du changement climatique global sur la végétation alpine (BJÖRK & MOLAU 2007, SCHÖB *et al.* 2009).

Dans les combes à neige pyrénéennes se développent des plantes du *Salicion herbaceae* Br.-Bl. 1948, où *Sibbaldia procumbens* L., *Gnaphalium supinum* L., *Salix herbacea* L., *Cardamine bellidifolia* subsp. *alpina* (Willd.) B.M.G.Jones, *Cerastium cerastoides* (L.) Britton, *Veronica alpina* L. et *Carex pyrenaica* Wahlenb. sont les plantes les plus communes dans les types acidiphiles. Les types de végétation varient selon la durée d'enneigement (LLUENT 2007, CORRIOL 2009). L'écologie de la plupart de ces espèces est très peu connue dans les Pyrénées, contrairement aux Alpes ou aux pays scandinaves.

Salix herbacea est une des rares espèces de chaméphytes, avec *S. retusa* L. et *S. reticulata* L., présente dans les combes à neige pyrénéennes. C'est également une des espèces les mieux connues de ces habitats (WILK 1986). Cette étude nous permettra d'approfondir nos connaissances sur la dynamique de la plante en relation avec les variations du climat. L'utilisation de l'évolution potentielle des populations de *S. herbacea* pour évaluer les effets du climat est renforcée par le fait que la plante se situe dans des zones de faibles influences anthropiques, où les modifications d'utilisation des espaces n'ont quasiment aucun effet sur la communauté contrairement aux perturbations induites par le changement climatique.

II. Objectifs

L'objectif final de cette étude est de mettre en place un dispositif de suivi permanent et pertinent pour se donner les moyens d'observer d'éventuelles évolutions dans l'expression des végétations de combes à neige pyrénéennes en fonction des variations du climat. Les sous-objectifs de cette étude sont :

- suivre la composition floristique des habitats de combes à neige et des populations de *S. herbacea* sur toute la chaîne pyrénéenne (suivi des populations).
- Augmenter les connaissances quant à l'écologie de *S. herbacea* face aux changements de conditions dans les combes à neige (date de déneigement, température et hygrométrie du sol...) dans l'ensemble Pyrénées.

L'étude initiée avec ce projet devrait se poursuivre au-delà pendant au moins une dizaine d'années environ, afin de disposer d'une série de données suffisante pour aborder les effets d'un changement climatique. Elle est menée dans le cadre de l'Observatoire pyrénéen du changement climatique (OPCC) animé par la Communauté de travail des Pyrénées. Le financement est apporté par l'Union européenne (Fonds FEDER POCTEFA), de l'État (France, FNADT Massif des Pyrénées) et la Région Midi-Pyrénées (actuellement Région Occitanie / Pyrénées Méditerranée) et l'ensemble des partenaires. Les structures participant à ce travail sont le Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées (CBNPMP), le Centre d'Estudis de la Neu y de la Muntanya d'Andorra (actuellement Andorre Recerca + Innovación), l'Universitat de Barcelona, le Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles, l'Instituto Pirenaico de Ecología, ainsi que Nature Midi-Pyrénées (actuellement Nature en Occitanie), l'Office national des forêts, le Parc national des Pyrénées.

III. Sélection des combes à neige

L'étude se base sur le suivi de végétation de combe à neige de la classe des *Salicetea herbaceae*. Afin de faciliter l'analyse et les comparaisons, seules sont retenues les combes à neige sur substrat acide, relevant du *Salicion herbaceae*, présentant une population de *Salix herbacea*.

L'échantillonnage se base sur 14 sites de la chaîne pyrénéenne (Fig. 1), répartis de la façon suivante :

- Deux dans les Pyrénées orientales françaises, suivis par le CBN méditerranéen au vallon de Planès et proche du Pas-de-la-Case (Pyrénées-Orientales).
- Six dans les Pyrénées centro-occidentales françaises, de

l'Ariège aux Pyrénées-Atlantiques :

- Un suivi par l'Université de Barcelone, au Creussans (Ariège).
- Un suivi par l'Office national des forêts, dans le secteur du mont Valier (Ariège).
- Un suivi par Nature Midi-Pyrénées, au plateau du Portillon.
- Un suivi par le CBNPMP, au pic du Midi de Bigorre (Hautes-Pyrénées).
- Deux suivis par le Parc national des Pyrénées, en vallées de Cauterets (Hautes-Pyrénées) et d'Ossau (Pyrénées-Atlantiques).
- Six dans les Pyrénées espagnoles et andorranes.
- Un suivi par l'Université de Barcelone dans les Pyrénées orientales catalanes, à Ulldeter (Ripollès).
- Deux suivis par le CENMA dans les Pyrénées andorranes.
- Un suivi par l'Université de Barcelone dans les Pyrénées centrales catalanes, à Ratera (Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici).
- Deux suivis par l'Institut Pyrénéen d'Écologie, dans les Pyrénées aragonaises.

IV. Caractérisation initiale des sites de suivi

1. Caractérisation phytosociologique

Une description phytosociologique exhaustive de toutes les associations végétales en contact avec la végétation du

Salicion herbaceae, est réalisée lors de la mise en place du suivi. Le but est de connaître le contexte phytosociologique global de la combe à neige. Cette première observation visera la période optimale d'expression de la végétation et pourra être affinée lors des visites suivantes.

La description des différentes unités de végétations nécessite certaines compétences pour en distinguer les limites. En effet la caractérisation des unités de végétations (syntaxons) demande à une homogénéité floristique, stationnelle et fonctionnelle (Fig. 2).

2. Caractérisation topographique

Une caractérisation de la combe à neige avec les variables environnementales les plus importantes est réalisée : altitude, pente, orientation, microtopographie (concavité, convexité, zone plane), si possible la hauteur de neige.

Une autre caractéristique topographique très importante, est à considérer pour chaque combe à neige : le gradient d'enneigement. Il sera déterminé pour chaque combe à neige avec la prise de photos à intervalles courts et réguliers lors de la première année ou bien au travers des relevés de températures enregistrées (iButton) le long de ce gradient, défini a priori.

Le but est d'observer le retrait de la neige à l'intérieur de la combe et de définir des zones à retrait rapide (fonte précoce) jusqu'à des zones de retrait lent (fonte tardive). L'identification

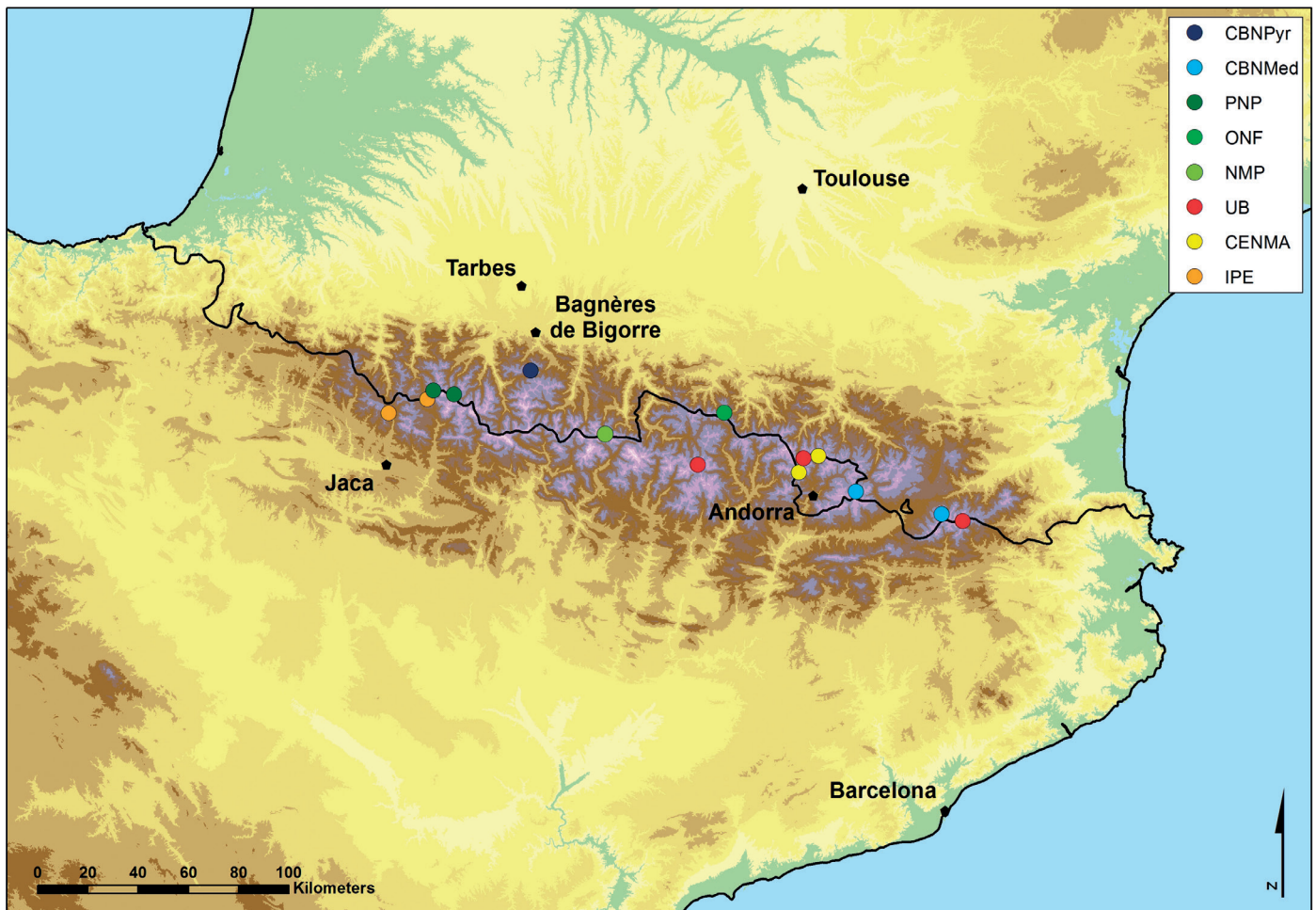


Fig. 1. Localisation des différents sites retenus, combes à neige alpines identifiées par leur type de végétation (cf. CORRIOL 2009).



Fig. 2. Site de suivi au pic du Midi de Bigorre, suivi par le CBNPMP.

de l'orientation de ce gradient peut se faire sur plusieurs années. En Andorre par exemple, il y a cinq semaines d'écart entre la fonte de la neige sur le haut et le bas de la combe et trois zones ont pu être clairement définies.

V. Méthodologie de suivi

Le suivi est réalisé sur des placettes permanentes qui doivent correspondre à des zones contenant, au moins, une association du *Salicion herbaceae* avec présence de *Salix herbacea*. De manière générale les placettes sont établies à chaque extrémité du gradient d'enneigement et une ou plusieurs placettes intermédiaires (Fig. 3). Le nombre de placettes par station peut varier entre trois et cinq. Chaque placette a une superficie de 3 x 1 m, et dans le cas de combes à neige de très petites tailles, elles peuvent être contiguës. Elles sont disposées le long du gradient d'enneigement, Chaque placette est subdivisée en carrés de 0,5 x 0,5 m.

1. Les mesures annuelles

Elles sont réalisées lors des quatre visites annuelles programmées sur chaque site en commençant après la fonte des neiges et en terminant à la fin de la période végétative (Tab. 1 et Fig. 3) :

1.1 Contrôle du recouvrement neigeux de la population par la prise de photos ou par mesures avec un enregistreur de température iButton disposé le long du gradient.

1.2 Mesure de la température durant la période végétative (degré-jours). La date de disparition de la neige est déterminée grâce à l'enregistreur de température.

1.3 Suivi phénologique de *Salix herbacea* sur chaque maille de 0,5 x 0,5 m les différents stades phénologiques suivants sont notés à chaque visite : (1) première feuille verte / début de croissance végétative ; (2) plantes entièrement verte ; (3) floraison ; (4) fructification ; (5) dispersion de la diaspore/perte du fruit ; (6) sénescence. Les codes 4 et 5 sont sans objet pour les individus mâles. Les codes 3, 4, et 5 peuvent être combinés avec le code 2. Le code 2, peut être aussi utilisé en fin de saison tant qu'aucune sénescence n'a été observée. Au cours d'une visite, deux stades phénologiques peuvent être présents

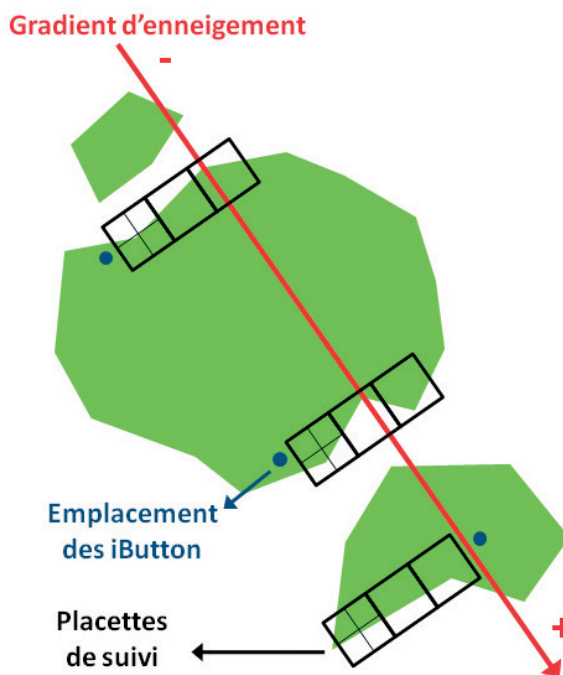


Fig. 3. Dispositif du suivi phénologique et de l'expression des communautés végétales (en vert, communautés à *Salix herbacea*) le long du gradient d'enneigement. Le suivi se décompose pour chaque site en observations annuelles (1) et observations à moyen terme (2).

à l'intérieur d'un même carré, dans ce cas il faut relever le stade phénologique le plus avancé et le stade phénologique le plus abondant.

1.4 Suivi phénologique des bryophytes : seule la présence de capsules ou non est notée, pour uniquement les taxons suivants *Polytrichum sexangulare* (Flörke ex Brid.) G.L.Sm., *Polytrichum piliferum* Hedw., *Polytrichum juniperinum*.

1.5 Suivi phénologique des taxons du *Salicion herbaceae* réalisé selon le calendrier défini dans le tableau 1.

2. Les mesures à moyen terme

Elles sont réalisées lors de l'état initial puis tous les cinq ans.

2.1. Suivi de la composition floristique des placettes permanentes sur chaque maille de 0,5 x 0,5 m ; par le relevé de toutes les plantes vasculaires présentes avec attribution du coefficient d'abondance/dominance (GUINOCHET 1973).

Pour les bryophytes, seule est notée la présence/absence de chaque espèce par carré de 0,5 x 0,5 m quelque soit la méthode utilisée.

2.2 Répétition des relevés phytosociologique réalisés la première année lors de la caractérisation de la combe à neige.

Dans le cas des combes à neige recouvrant des surfaces importantes, le dispositif de placette permanente pourra être complétée par la réalisation d'un transect de végétation le long du gradient d'enneigement. La longueur du transect varie en

Périodes	Mai/Juin	1 ^{er} passage	2 nd passage	3 ^e passage	4 ^e passage (facultatif)
Recouvrement neigeux	Prise de photo (si possible)	Prise de photo	Prise de photo	Prise de photo	Prise de photo
Température		Pose des iButton pour la première année			Récupération et pose des iButton
Phases phénologiques		Détermination de la phase phénologique	Détermination de la phase phénologique	Détermination de la phase phénologique	Détermination de la phase phénologique

Tab. I. Calendrier des mesures annuelles.

fonction de la taille de la combe à neige mais devrait être au minimum de 10 m et au maximum de 50 m.

Le protocole pourra évoluer en fonction des problèmes rencontrés et être adapté avec logique à chaque combe à neige. Des mesures ponctuelles annuelles pourront être ajoutées au fur à mesure de l'avance de l'étude.

BIBLIOGRAPHIE

- Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). 2008. – *Generación de escenarios regionalizados de cambio climático para España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 157 pp.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1948. – *La végétation alpine des Pyrénées orientales*. Monografía de la estación de estudios pirenaicos y del Instituto español de edafología, ecología y fisiología vegetal, Barcelona, 306 pp.
- BJÖRK, R.G., & U. MOLAU. 2007. – Ecology of alpine snowbeds and the impact of global change. *Arctic Antarctic and Alpine Research*, 39: 34 - 43.
- CORRIOL, G. 2009. – Essai de clé typologique des groupements végétaux de Midi-Pyrénées et des Pyrénées françaises. II. Pelouses arctico-alpines des crêtes calcaires ventées et des combes à neige (*Carici rupestris-Kobresietea* et *Salicetea herbacea*). *Isatis*, 9 : 163-176.
- DOMÈNECH, M. 2009. – *Inventari, cartografia i tipologia de les congestes d'Andorra i estudi de la seva flora*. Treball de Màster. Centre d'Estudis de la Neu i la Muntanya d'Andorra, Andorra, 56 pp.
- GRABHERR, G. 2003. – Alpine vegetation dynamics and climate change - a synthesis of long-term studies and observations. In: L. Nagy, G. Grabherr, C. Körner, D.B.A. Thompson (eds) *Alpine Biodiversity in Europe*. Ecological Studies, vol. 167. Springer, Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-18967-8-24>.
- GUINOCHE, M. 1973. – *Phytosociologie*. Masson, Paris, 227 pp.
- HEEGAARD, E. & V. VANDVIK. 2004. – Climate change affects the outcome of competitive interactions – an application of principal response curves. *Oecologia*, 139: 459 - 466.
- ILLA, E., A. LLUENT & E. CARRILLO. 2011. – Gradient tèrmic i canvis de vegetació en congestes pirenaïques. In: *Actes del Colloqui de Botànica pirenaico-cantàbrica*, Ordino, Andorra, 209-216.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. – *Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneve, 104 pp.
- LLUENT, A. 2007. – *Estudi de l'estructura i funcionament de les comunitats quionòfiles als Pirineus en relació a la variació dels factors ambientals*. Tesis doctoral inèdita. Universitat de Barcelona, Barcelona, 244 pp.
- SCHÖB, C., P. KAMMER, P. CHOLER & H. VEIT. 2009. – Small-scale plant species distribution in snowbeds and its sensibility to climate Change. *Plant Ecology*, 200: 91-104.
- THUILLER, W., S. LAVOREL, M.B. ARAÚJO, M.T. SYKES & C. PRENTICE. 2005. – Climate change treats to plant diversity in Europe. *Proceedings of Natural Academy of Sciences*, 23: 8245-8250.
- WIJK, S. 1986. – Performance of *Salix herbacea* in an alpine snowbed gradient. *Journal of Ecology*, 74: 675-684.

SOMMAIRE

Session Connaissance de la flore : histoire de la botanique et chorologie – <i>Conocimiento de la flora : historia botánica y corología – Knowledge of flora : botanical history and chorology</i>	
FERRANDEZ PALACIO, J.V. – Algunos taxones de área disyunta llamativa presentes en las sierras prepirenaicas meridionales oscenses y leridanas	9
NUALART, N., D. PÉREZ PRIETO, I. SORIANO & N. IBÁÑEZ – Plantas pirenaicas en el herbario general del Instituto Botánico de Barcelona	15
RIVAS-MARTINEZ, S., J.R. LOPEZ RETAMERO, P. AYMERICH, L. GIRE, D. FALLOUR & L. VILLAR – Sobre algunas plantas interesantes o nuevas del Pirineo Central: corología, ecología y conservación	21
HOLVECK, P. – <i>Polystichum braunii</i> (Spenn.) Fée (<i>Dryopteridaceae</i> , Pteridophyta) et ses hybrides interspécifiques. Répartition et connaissances actuelles dans les Pyrénées françaises	31
LEBLOND, N., B. DURAND, J. CAMBECÈDES & L. GIRE – Le Cirse roux, <i>Cirsium carniolicum</i> subsp. <i>rufescens</i> (Ramond ex DC.) P. Fourn., dans les Pyrénées françaises. Amélioration des connaissances dans le cadre de mesures compensatoires liées à des travaux	35
KLESCZEWSKI, M. – La Laïche des Hartman (<i>Carex hartmaniorum</i> A. Cajander), taxon nouveau pour la chaîne pyrénéenne	41
GOMEZ, D., M. LORDA & J.L. REMON – Enclaves relevantes de flora vascular en los límites del Pirineo central y occidental	53
MARC, D. & M. ENJALBAL – Découverte de <i>Juniperus oxycedrus</i> subsp. <i>badia</i> dans les Pyrénées-Orientales (66), Occitanie, France : implications possibles en termes de conservation.....	59
DUSSAUSOIS, G. – Les botanistes des Hautes-Pyrénées (1600-2000)	65
Session Connaissance de la flore : étude de la diversité génétique – <i>Conocimiento de la flora : estudio de la diversidad genética – Knowledge of flora : study of genetic diversity</i>	
CHARRIER, O., P. DUPONT, A. PORNON & N. ESCAVARAGE – Structuration génétique et histoire phylogéographique de <i>Rhododendron ferrugineum</i> (Ericaceae) à l'échelle des Pyrénées.....	75
Session Écologie et communautés végétales – <i>Ecología y comunidades vegetales – Ecology and plant communities</i>	
MAZUR, M., A. ROMO, K. SOBIERAJSKA & A. BORATYNSKI – The taxonomic position of <i>Juniperus phoenicea</i> s.l. (Cupressaceae) from Andorra, on the basis of morphological characters	85
JIMENEZ, J.J. & L. VILLAR – Dinámica del N, estabilización y edad del C orgánico refractario en suelos de pastos alpinos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Pirineo Central) 91	
Session Gestion et analyse des données floristiques, synthèses – <i>Gestión y análisis de los datos florísticos, síntesis – Management and analyse of floristic data, syntheses</i>	
DUPOUEY, J.L., A. GREL, L. LARRIEU, W. HEINTZ, N. LEROY, P. MONTPIED, G. CORRIOL, E. HAMDI, M. DECONCHAT & D. VALLAURI – Cartographie de l'occupation des sols des Pyrénées en 1850 et identification des plantes vasculaires indicatrices de l'ancienneté de l'état boisé	103

Suite du sommaire en quatrième de couverture

**Adresse pour l'expédition des périodiques en échange du bulletin
Mailing address for the sending of journal in exchange with the bulletin**

Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse
Département Échanges-Promotion-Diffusion,
Service Commun de la documentation
Université Paul-Sabatier, Toulouse 3
118 route de Narbonne, F - 31062 Toulouse cedex 09 (France)

Achevé d'imprimer en mai 2023 sur les presses
de l'Imprimerie Graphitti - 31140 Launaguet

Dépôt légal : 3^e trimestre 2023

Session Flore & végétation, changements globaux, pressions, usages : analyses, suivis, conservation, restauration – Flora y vegetación, cambios globales, presiones, usos: análisis, monitoreo, conservación, restauración – Flora and vegetation, global changes, pressures, uses: analysis, monitoring, conservation, restoration

BOUTIN, M., A. PORNON & T. LAMAZE – Impacts des dépôts atmosphériques azotés sur les pelouses subalpines pyrénéennes	119
DOMENECH, M., B. KOMAC, M. BOU & R. FANLO – Los pastos supraforestales de Andorra: producción, calidad y diversidad	125
FANLO, R., M. ROS & B. KOMAC – Consecuencias ecológicas y nutritivas de una continua reducción de la carga ganadera en pastos subalpinos: el caso de los pastos de <i>Festuca eskia</i> en el Parque Nacional de Aigüestortes (Pirineos españoles).....	133
BRIANE, G. – Paysage et évolution de la ressource végétale mellifère : étude diachronique en secteur de moyenne montagne (vallée de la Ballongue – Ariège & Haute-Garonne)	141
GARRETA R. – La cueillette des plantes sauvages aux Pyrénées, à l’interface des enjeux de connaissance et de conservation, dans un contexte en mutation	147
ZARRATIN, V. – Des pratiques sociales du génépi en Pyrénées à sa conservation.....	153
RODRÍGUEZ GARCÍA, A., L. GARCÍA CAYÓN, J.A. RUÍZ DE GOPEGUI, M.E. GARCÍA-GONZÁLEZ, R. ALONSO-REDONDO & E. ALFARO-SAIZ – Nuevos datos sobre la distribución de <i>Draba hispanica</i> subsp. <i>lebrunii</i> P. Monts. en la Cordillera Cantábrica oriental	157
GONZALEZ, S., M. BURRUS, J. CAMBECÈDES, L. MANHÈS, F. ARDORINO, A. PROBST & O. JUPILLE – Conservation de <i>Subularia aquatica</i> L.dans la Réserve naturelle nationale du Néouvielle..	163
PLADEVALL, C. & M. DOMENECH – Seguimiento de la Flora Amenazada de Andorra y actualización de la check-list (2009-13).....	169
ZUFIAURRE A., I. AIZPURU, D. GÓMEZ, M.B. GARCÍA, S. PIRONON, A. ALDEZABAL & J. GARMENDIA – Elaboración de un índice para determinar la vulnerabilidad de la flora pirenaica frente al cambio climático.....	173
PUENTE, J. – <i>Allium pyrenaicum</i> Costa & Vayr. (Liliaceae) en el Pirineo Aragonés	181
ILLA, E., A. LLUENT & E. CARRILLO – Changes in snowbed vegetation as a response of climatic variability: a case study	185
KOMAC, B., L. OLCARD, M. DOMENECH & G. CORRIOL – Suivi de végétations de combes à neige alpines à <i>Salix herbacea</i> dans les Pyrénées	195