

ecologia *mediterranea*

Vol. 36 (1) – 2010

Revue internationale d'écologie méditerranéenne
International Journal of Mediterranean Ecology



Editor-in-Chief: Pr Thierry Dutoit

Institut méditerranéen d'écologie et de paléocéologie (IMEP)
Mediterranean Institute of Ecology and Palaeoecology

Naturalia Publications

Comité éditorial

- D^r James Aronson, CNRS, Montpellier, France.
D^r Alex Baumel, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
D^r Élise Buisson, Université Avignon, France.
D^r Marc Cheylan, EPHE, Montpellier, France.
D^r Cécile Claret, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
D^r Bruno Fady, INRA, Avignon, France.
P^r Thierry Gauquelin, Université de Provence, Marseille, France.
D^r Raphaël Gros, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
D^r Frédéric Guiter, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
P^r Serge Kreiter, Université Montpellier, France.
P^r N.S. Margaris, Université Mytilène, Grèce.
P^r Frédéric Médail, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
P^r François Mesléard, Université Avignon – Tour du Valat, France.
D^r Jérôme Orgeas, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
D^r Philippe Ponel, CNRS, Marseille, France.
D^r Roger Prodon, EPHE, Montpellier, France.
D^r Isabelle Laffont-Schwob, Université de Provence, Marseille, France.
D^r Brigitte Talon, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
D^r Éric Vidal, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
D^r I.N. Vogiatzakis, Université Reading, United-Kingdom.

ISSN 0153-8756

<http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr>

Instructions aux auteurs

ecologia mediterranea publie des travaux de recherche originaux et des mises au point sur des sujets se rapportant à l'écologie fondamentale ou appliquée des régions méditerranéennes, à l'exception des milieux marins. La revue exclut les articles purement descriptifs ou de systématique. *ecologia mediterranea* privilégie les domaines scientifiques suivants : bioclimatologie, biogéographie, écologie des communautés, biologie de la conservation, écologie de la restauration, biologie des populations, écologie génétique, écologie du paysage, écologie microbienne, écologie végétale et animale, éco-physiologie, paléoclimatologie, paléoécologie. La revue accepte également la publication d'actes de colloques, d'articles de synthèse, de notes méthodologiques, de comptes rendus d'ouvrages, des résumés de thèses, ainsi que des commentaires sur les articles récemment parus dans *ecologia mediterranea*.

Les manuscrits sont soumis à des lecteurs spécialistes du sujet ou aux éditeurs. La décision finale d'accepter ou de refuser un article relève des éditeurs. L'article proposé doit être envoyé en version électronique à thierry.dutoit@univ-avignon.fr (version doc ou rtf). Une fois leur article accepté, les auteurs devront tenir compte des remarques des lecteurs, puis ils renverront leur texte corrigé sous un mois toujours sous format électronique (doc ou rtf). Passé ce délai, la seconde version sera considérée comme une nouvelle proposition. Les illustrations originales seront jointes à l'envoi. Les épreuves corrigées doivent être retournées au secrétariat de la revue sans délai. Les livres et monographies devant être analysés seront envoyés à l'éditeur en chef.

TEXTE

Les articles (dactylographiés en double interligne, en format A4) doivent être rédigés de préférence en français ou en anglais. Si l'article soumis n'est pas rédigé en anglais, il est demandé (en plus des résumés) une version anglaise abrégée ainsi qu'une traduction en anglais des titres des figures et tableaux. L'article doit être complet : titres français et anglais, auteur(s) et adresse(s), résumés en français et anglais (au minimum), version anglaise abrégée (si le texte n'est pas en anglais), mots clés, texte, puis remerciements, bibliographie, figures et tableaux. Le texte des articles originaux de recherche devrait normalement comporter quatre parties : introduction, méthodes, résultats, discussion. En ce qui concerne la saisie du texte, il est simplement demandé aux auteurs de distinguer clairement les titres des différents paragraphes. Les titres ne seront pas numérotés. Pour numéroté les sous-titres, éviter les lettres. Attention, l'emploi de mots soulignés est à proscrire. Les noms d'auteurs cités figureront en minuscules dans le texte comme dans la bibliographie. En français, n'utilisez les majuscules que pour les noms propres, sauf exception justifiée. Les ponctuations doubles (; ? !) sont précédées d'un espace, contrairement aux ponctuations simples (, .). En revanche, toutes les ponctuations sont suivies d'un espace. La mise en forme définitive du texte sera assurée par la revue.

AUTEURS

L'adresse de chaque auteur sera indiquée avec l'adresse courriel de l'auteur pour la correspondance. Dans le cas où la publication est le fait de plusieurs auteurs, il doit être précisé lors du premier envoi la personne à qui doit être retourné l'article après lecture.

RÉSUMÉS, MOTS CLÉS ET VERSION ABRÉGÉE

Les résumés doivent comporter 300 mots au maximum et la version anglaise abrégée 1 000 mots (environ une page). Le nombre de mots clés est limité à six, dans la langue des résumés ; ils ne doivent généralement pas figurer dans le titre.

BIBLIOGRAPHIE

La bibliographie regroupera toutes les références citées et elles seules. Les références seront rangées dans l'ordre alphabétique des auteurs et de façon chronologique. Les abréviations internationales des titres des revues doivent être utilisées (sauf en cas de doute). Vérifier attentivement le manuscrit pour s'assurer que toutes les références citées dans le texte apparaissent bien en bibliographie et inversement.

Article

Andow D.A., Karieva P., Levin S.A. & Okubo A., 1990. Spread of invading organisms. *J. Ecol.* 4: 177-188.

Ouvrage

Harper J.L., 1977. *Population biology of plants*. London, Academic Press, 300 p.

Chapitre d'ouvrage

May R.M., 1989. Levels of organisation in ecology. In: Cherret J.M. (ed.), *Ecological concepts*. Oxford, Blackwell Scientific Public: 339-363.

Actes de conférence

Grootaert P., 1984. Biodiversity in insects, speciation and behaviour in Diptera. In: Hoffmann M. & Van der Veken P. (eds), *Proceedings of the symposium on "Biodiversity: study, exploration, conservation"*. Ghent, 18 November 1992: 121-141.

CITATIONS ET RENVOIS APPELÉS DANS LE TEXTE

Les mots « figures » et « tableaux » annoncés dans le texte sont écrits en toutes lettres et en minuscules. Indiquer le nom d'auteur et l'année de publication (mais indiquer tous les auteurs dans la bibliographie). Exemples : « Since Dupont (1962) has shown that... », or « This is in agreement with previous results (Durand et al. 1990 ; Dupont & Dupont 1997)... ». Le numéro de page de la citation n'est mentionné que dans le cas où elle est entre guillemets. Si la publication est écrite par plus de deux auteurs, le nom du premier doit être suivi par *et al.*

ABRÉVIATIONS, NOMENCLATURE ET MOTS LATINS

L'usage d'une abréviation technique doit être précédée de sa signification lors de sa première apparition. Les codes de nomenclature doivent être respectés selon les conventions internationales. Les mots latins doivent être mis en italiques (*et al.*, *a priori*, etc.), et en particulier les noms de plantes ou d'animaux. Lors de la première apparition du nom d'une espèce, il est demandé d'y faire figurer le nom d'auteur (exemple : *Olea europaea* L.).

FIGURES ET TABLEAUX

Les figures et tableaux (précédés des légendes correspondantes sur une feuille séparée) doivent être remis séparément du texte, prêts à l'impression, sans nécessiter de réduction (donc au maximum : format 16 x 22 cm ou 8 x 22 cm). Tous les documents devant être insérés dans le texte doivent être annoncés, numérotés dans l'ordre croissant et légendés. Les tableaux informatisés ne doivent pas comporter de signes (: ou |) pour marquer les colonnes.

FICHIER ÉLECTRONIQUE

Les auteurs reçoivent gracieusement un fascicule de la revue où leur article est paru ainsi qu'une version électronique de leur article pour diffusion.

ABONNEMENT

(contact : ecologia@naturalia-publications.com)

1 an = 1 numéro

	Abonnement	Frais de port	Total
France	20 €	3 €	23 €
Europe	20 €	6 €	26 €
Monde	20 €	8 €	28 €

Abonnement à adresser à :

**SARL Transfaire
Immeuble Wanad
F-04250 TURRIERS**

Code banque 19106	Code guichet 00839	numéro de compte 13995626000	clé RIB 62
Domiciliation : CA SISTERON			
IBAN : FR76 1910 6008 3913 9956 2600 062			
BIC : AGRIFRPP891			

ecologia mediterranea

Revue internationale d'écologie méditerranéenne
International Journal of Mediterranean Ecology

Vol. 36 (1) – 2010

Sommaire/Contents

Éditorial – *Editorial*

À nouveau deux fascicules d'*ecologia mediterranea* en 2010

Again two parts of ecologia mediterranea in 2010

T. DUTOIT (éditeur en chef) 3

Articles originaux – *Original articles*

Contribution des lianes à la biodiversité forestière méditerranéenne

Contribution of vines to forest biodiversity in the Mediterranean basin

A. SCHNITZLER, C. ARNOLD 5

Les cours d'eau méditerranéens à régime de soutien karstique.
Spécificités écologiques et hydrobiologiques

Mediterranean-type streams supplied from karstic aquifers.

Ecological and hydrobiological characteristics

J. GIUDICELLI, G. OLIVARI 25

A syntaxonomical and synecological research on the steppe vegetation
of the Karacadağ Mountain (Şanlıurfa-Diyarbakır / Turkey)

*Une recherche syntaxonomique et synécologique sur la végétation
de steppe de la Montagne Karacadağ (Şanlıurfa-Diyarbakır / Turquie)*

Ö. F. KAYA, O. KETENOĞLU 45

Distribution, habitat and population size variation
of *Genista lobelii* (Fabaceae) from the calcareous mountains
of Basse Provence (S-E France)

*Distribution, variation de l'habitat et de la taille des populations
de Genista lobelii (Fabaceae) dans les massifs calcaires
de Basse Provence (S.-E. France)*

S. YOUSSEF, E. VELA, A. BAUMEL, T. TATONI 63

Evaluation of the nutrient status of some hydrophytes
in the water courses of Nile Delta, Egypt

*Évaluation du statut nutritif de certaines hydrophytes
dans les cours d'eau du Delta du Nil, Égypte*

K. H. SHALTOUT, T. M. GALAL, T. M. EL-KOMI 77

Environmental control of germination and dormancy
of seeds of two cytotypes of *Lygeum spartum* L.,
a perennial grass of semi-arid and arid areas in Algeria

*Influence des facteurs de l'environnement sur la germination
des semences de deux cytotypes de Lygeum spartum L.,
une Poacée vivace des zones semi-aride et aride d'Algérie*

A. DJABEUR, M. KAID-HARCHE, D. CÔME, F. CORBINEAU 89

Phylogenetic relationships and infrageneric classification of <i>Astragalus tragacantha</i> L. (Fabaceae), inferred from nuclear ribosomal DNA Internal transcribed spacers data (<i>nrDNA ITS</i>) <i>Position phylogénétique d’Astragalus tragacantha</i> L. (Fabaceae), espèce ouest-méditerranéenne rare, obtenue à partir des séquences des espaceurs transcrits de l’ADN nucléaire ribosomal	
L. HARDION, A. BAUMEL, P.-J. DUMAS, N. DUONG, L. AFFRE, T. TATONI	99
Biométrie des tourterelles des bois <i>Streptopelia turtur</i> dans le sud du Maroc (région de Taroudant) <i>Biometrics of Turtle doves Streptopelia turtur in the South of Morocco (Taroudant region)</i>	
S. HANANE	107
Résumés de thèses – <i>Ph. D summaries</i> Frédéric HENRY, Annabelle RIVOAL, Lise RUFFINO	111

Revue indexée dans Pascal-CNRS et Biosis.

Journal indexed in PASCAL-CBRS and Biosis

<http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr/>

Remerciements – Acknowledgments

Le comité éditorial de la revue remercie les collègues qui ont participé à ce numéro pour leurs conseils, corrections et avis.

The editorial committee thanks the colleagues who have participated in this volume for their advices, corrections and opinions.

D^r Axel WOLFF, CEEP-Écomusée de Crau, Saint-Martin-de-Crau, France

D^r Bruno FOGLIANI, université de Nouvelle-Calédonie, France

D^r Daniel VALLAURI, WWF, Marseille, France

D^r Isabelle COMBROUX, université de Strasbourg, France

D^r Jean-Michel PUIG, université d’Avignon et des Pays de Vaucluse, France

D^r Laurence AFFRE, université Paul-Cézanne, Marseille, France

D^r Nicolas MONTES, université de Provence, France

D^r Philippe MEVY, université de Provence, France

D^r Régine VERLAQUE, CNRS, université de Provence, France

D^r Vincent PÉLISSIER, Cemagref, Nogent-sur-Vernisson, France

P^r Évelyne FRANQUET, université Paul-Cézanne, Marseille, France

P^r Marie-Thérèse MISSET, université de Rennes 1, France

© ecologia
mediterranea

Fabrication :
Transfaire,
04250 Turriers

Imprimé en Europe

Éditorial – *Editorial*

Pr Thierry DUTOIT

Éditeur en chef

Editor-in-Chief

À nouveau deux fascicules *d'ecologia mediterranea* en 2010

L'année 2010 verra la publication de deux fascicules *d'ecologia mediterranea* comme cela fut le cas avant l'année 2005. Espérons que nous parviendrons un jour de nouveau à publier quatre fascicules par an comme dans les années 1980 ! Cela pourrait être possible dès 2011 suite aux nombreuses demandes pour réaliser des numéros spéciaux correspondant à des actes de colloques. 2011 sera peut-être également l'année de la mise en ligne* de tous les articles parus depuis 1975. En effet, après la mise en ligne de chaque volume (plus de 55 !), nous nous attaquons maintenant avec le service communication de l'université d'Avignon et des Pays de Vaucluse à la numérisation de chaque article pour qu'il puisse être facilement identifié à partir du titre et des noms d'auteurs. Sur le site internet, paraîtront également des annexes électroniques afin de compléter par des données précises, des cartes et des tableaux, les articles publiés dans les différents fascicules en format papier.

En 2010, nous avons encore reçu une contribution conséquente de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur pour la publication de deux fascicules. Cela nous permet d'être optimistes pour la poursuite de notre partenariat avec les éditions Naturalia Publications**. Notre comité éditorial devrait également être étendu aux collègues du bassin méditerranéen avec lesquels des contacts sont en cours. Nous espérons également pouvoir proposer à nouveau dans les volumes à venir, une rubrique concernant des « notes brèves » et des analyses d'ouvrage.

Again two parts of ecologia mediterranea in 2010

Year 2010 will see the publication of two parts of ecologia mediterranea as it was the case before year 2005. Let us hope that we shall succeed one day again in publishing four parts a year as in the 1980s! It could be possible from 2011 further to the numerous requests to realize special numbers corresponding to proceedings. 2011 can be also the year of the on-line publishing of all the articles published since 1975. Indeed, after the on-line publishing of every volume (more than 55!); we start now with the communication service of the university of Avignon the digitalization of every article so that it can be easily identified from the title and author's names. On the web site, will also appear electronic appendices to complete by precise data, maps and tables, articles published in the various parts in paper format.*

*In 2010, we have still received a consequent grant from the region Provence-Alpes-Côte d'Azur for the publication of two parts. It allows us to be optimistic for the continuation of our partnership with the editions Naturalia Publications**. Our editorial board would also be spread to the colleagues of the Mediterranean Basin with which the contacts are in progress. We hope we can also suggest again in the volumes coming, a section concerning "brief notes" and analyses of books.*

* <http://www.ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr>

** <http://www.naturalia-publications.com>

Contribution des lianes à la biodiversité forestière méditerranéenne

Contribution of vines to forest biodiversity in the Mediterranean basin

Annik SCHNITZLER¹, Claire ARNOLD²

1. Laboratoire LIEBE (Interactions Ecotoxicologie,
Biodiversité, Ecosystèmes)

CNRS UMR 7146, Université Paul Verlaine, Metz, France

2. National Centre of Competence in Research "Plant Survival",
Université de Neuchâtel, Neuchâtel, Suisse

Résumé

L'objectif de la recherche est d'évaluer les niveaux de richesse spécifique des lianes des forêts méditerranéennes, sur la base d'une méta-analyse rassemblant les données de richesse spécifique, de fréquence et d'abondance des lianes forestières disponibles dans 229 communautés forestières de la littérature phytosociologique. Les associations forestières sont regroupées en cinq types principaux (chênaies caduques G, chênaies sempervirentes J, forêts de montagne feuillues F et conifères K, forêts alluviales U). Quatre traits de vie (nature foliaire, mode de grimpe, longévité, place dans la stratification forestière) sont ajoutés à l'analyse.

Le nombre total de lianes est de 51, avec une majorité de Fabacées et de Convolvulacées. Les espèces les mieux représentées dans les relevés et les plus abondantes sont par ordre décroissant: *Hedera helix*, *Smilax aspera*, *Asparagus acutifolius* et *Tamus communis*. La richesse moyenne globale en lianes des forêts méditerranéennes est de 6,9 espèces, ce qui représente 12,4 % par rapport à la richesse moyenne en espèces floristiques des forêts. Les forêts les plus riches en lianes sont les forêts alluviales, les chênaies caduques et les chênaies sclérophylles.

Les lianes des forêts méditerranéennes sont essentiellement décidues, pérennes et vivent en sous-bois. Mais ces traits varient en fonction des types forestiers. Les forêts méditerranéennes ont été définies en deux grands groupes en relation avec les caractéristiques taxonomiques et physiologiques de leurs lianes: 1) Les forêts alluviales, très favorables aux lianes, favorisent les lianes phanérophytes décidues, mais tous les types foliaires et toutes les stratégies y sont présents avec une grande abondance, sauf les espèces sclérophylles. 2) Les forêts de terre ferme (J, G, K, F), à plus grande stabilité sylv-

génétique (sauf en cas de feux récurrents; les feux sont toutefois nettement moins favorables aux lianes que ne le sont les perturbations par inondations). Ces conditions favorisent les lianes de sous-bois pérennes (hémicryptophytes, nanophanérophytes). Les lianes sclérophylles dominent dans le groupe des chênaies sempervirentes J. Dans les chênaies caduques G, les sols profonds et une situation à basse altitude favorisent une certaine biodiversité de lianes, mais elles restent confinées aux sous-bois, sauf *Hedera helix*, qui atteint la canopée grâce à sa tolérance à l'ombre.

Summary

The objectives of the study were to evaluate the levels of taxonomic richness of vines in Mediterranean forests on the basis of a meta-analysis gathering data from the phytosociological literature. 229 forest communities were gathered in five main types: deciduous oak forests (G); evergreen oak forests (J), deciduous mountain forests (F), conifer forests (K), floodplain forests (U). Four life-traits were associated to the analysis (foliar type, mode of climbing, longevity and place in the forest strata).

The total number of vines is 51, dominated by Fabaceae and Convolvulaceae. *Hedera helix* is the most abundant liana followed by *Smilax aspera*, *Asparagus acutifolius* and *Tamus communis*. The global mean richness in vines is 6.9 species, which corresponds to a proportion of 12.4% related to the mean total richness of the forests. The most species rich forests in vines are the alluvial forests (U), the deciduous forests (G) and the evergreen forests (J). Vines of Mediterranean forests are mainly deciduous, perennial and live in understoreys. Vines present however different life-traits according to forest types, which were gathered in two groups: 1) the floodplain forest, highly favourable to woody vines; 2) the other forest communities, characterized by a lower forest dynamics and thus a

Mots clés : liane, forêt méditerranéenne, traits fonctionnels, écologie.

more stable architecture. Vines are small and perennial (hemicryptophytes, nanophanerophytes). Evergreen oaks are particularly rich in sclerophyllous vines. Deciduous oak forests are favourable to vine diversity because of deep soils and low altitudes, but vines are restricted to understoreys, except shade tolerant phanerophytes such as *Hedera helix*.

Version anglaise abrégée

Vines are unique among forest components. They begin their life as self-supporting seedlings, then become mechanically unstable and need external support for continuing ascension. Vines have developed morphological and physiological specialisations for crossing forest strata and gaining access to resources between trees and shrubs. The strategies for ascension are various and range from minor adaptations, such as simple sprawling over other plants, scrambling, or hooks, to more specialized and efficient mechanisms, such as stem twining, tendrils, adventitious roots or other adhesive structures, all associated with active searching of support. Some vines are also shade tolerant and can survive as sprawling individuals.

In the Mediterranean area, vines are limited by shallow soils and summer drought, but they have developed specific strategies to adapt to such constraints. Their diversity and abundance within forest communities vary however with the ecological conditions. This paper performs a meta-analysis of studies of vines in forests of the Mediterranean basin to investigate (1) their diversity in the main forest types of the Mediterranean; 2) their ecological specificities. The study is based on the meta-analysis of 229 forest communities from the phytosociological literature. We have classified these communities into five types: deciduous oak forests (G); evergreen oak forests (J), deciduous mountain forests (F), conifer forests (K), floodplain forests (U). Four life-traits were associated to the analysis (foliar type, mode of climbing, longevity and place in the forest strata).

The total number of vines is 51, dominated by Fabaceae and Convolvulaceae, which correspond to the major vines of Europe. The global mean richness in vines is 6.9 species, which corresponds to a proportion of 12.4% related to the mean total richness of the forests. 12 species dominate the Mediterranean forests, including for the most abun-

dant ones: *Hedera helix* (59%), *Smilax aspera* (44%) and *Clematis vitalba* (34%) for the high strata, *Tamus communis* (54%) and *Asparagus acutifolius* (41%) for underlayers. The genus *Hedera* is particularly abundant in forests and able to rapid mutations (polyploidy) on islands, but the whole polyploid series has kept the same strategies. The colonisation of islands was easy for all vines dispersed by birds. Among the six islands investigated, Sicily includes the larger number of vine species.

A rather low proportion of vines (20%) live in the canopy. These vines are either phanerophytes or hemicryptophytes, they are mainly deciduous, they use a various array of climbing modes and some of them may reach impressive sizes. Vines of the understorey are more species-rich, mainly deciduous, perennial, and of small size. The climbing modes are various, but adventitious roots are absent while hooks are frequent.

The communities of vines differ in function of the ecological conditions displayed within forest types. We have distinguished two major groups: 1) Floodplain forests (U), characterized by a high forest dynamics and a high level of resources, are highly favourable for vines. Vines are of great size, dominated by deciduous species and phanerophytes, and often luxuriant and abundant. 2) All other forest types (J, G, K, F), characterized by a lower forest dynamics and more stable architecture. Vines are small, live at low densities, opportunities of reproduction are limited by the size of the gaps. Two forest types (J) and (G) however are rich in vines: evergreen forests (J) are rich in sclerophyllous vines, deciduous forests (G) are rich in deciduous vines, thanks to deep soils. The taxonomic richness is limited in conifer forests (K) and mountain forests (F) (particularly in beech) because of either lack of soils or organic soils.

The taxonomic diversity of Mediterranean forests was compared to other forests of close ecology (Canarian islands, Chile, California). Forests of the current Mediterranean landscape have deeply changed compared to ancient forests with high naturalness, and the vine communities have adapted to these human changes. Native forests offered more suitable habitats for vines thanks to a more buffered microclimate and the conservation of deep and moist soils. These conditions probably helped canopy vines to reach larger sizes and to occupy wider surface areas.

Introduction

Les lianes font partie d'un type biologique particulier, capable de développer des axes démesurément longs afin d'accéder à la lumière sans autoportance. Cette particularité exige ainsi la présence permanente de supports. Les lianes sont donc particulièrement adaptées à l'environnement forestier. Grâce à de multiples modes de grimpe (vrilles, enroulement, racines adventives, crochets...), et une grande aptitude au clonage, les lianes s'installent dans toutes les strates de la forêt, jusqu'à la canopée, occupant préférentiellement les chablis, les écotones ou les ruptures de la canopée. La longueur de leurs axes les rend cependant vulnérables à l'embolisme (c'est-à-dire l'interruption des flux de sève) provoqué par des périodes de gel ou de sécheresse prolongées, et qui peut leur être fatal. Les lianes s'en protègent par divers processus physiologiques comme l'ajustement osmotique grâce aux réserves en carbohydrates accumulés dans les racines ou rhizomes (Rundel & Franklin 1991) ou morphologiques (racines à enracinement profond destinées à explorer les horizons) inférieurs du sol et les fissures, association de petits faisceaux vasculaires à des faisceaux plus gros afin de prendre le relais lorsque se produit l'embolisme, ou la formation de trachéides vascentriques (Rundel & Franklin 1991 ; Ewers *et al.* 1991 ; Mooney & Gartner 1991 ; Castellanos 1991 ; Cai *et al.* 2009). Les lianes possèdent également une formidable capacité à la réitération (au sens de Oldeman 1990) qui les rend, d'après cet auteur, presque indestructibles, et parfois réellement proliférantes.

Les lianes, pour la plupart de tempérament héliophile, se reproduisent de préférence dans les chablis, au-dessus de la canopée des forêts matures. D'autres sont inféodées aux phases de succession forestières et aux écotones forêts/milieus plus ouverts. Leur établissement et leur survie dépendent donc, bien davantage que les autres types biologiques, de la dynamique forestière (soit de la fréquence et des dimensions des chablis), de l'hétérogénéité architecturale, et du niveau de fragmentation des écosystèmes forestiers (Caballé 1986 ; Hegarty & Caballé 1991 ; Schnitzer *et al.* 2000 ; Schnitzer & Bongor 2002 ; Schnitzer 2005 ; Macia *et al.* 2007 ; van der Heijden & Phillips 2008). Toutefois, certaines espèces se sont parfaitement adaptées aux environnements de lumière douce des sous-bois : elles

y adoptent des morphologies d'économie (au sens de Blanc 2002), avec notamment un développement foliaire limité, et des morphologies rampantes ou faiblement ascendantes.

Les forêts tropicales offrent aux lianes de nombreuses opportunités d'installation et de reproduction, et elles y sont riches en espèces et souvent abondantes (Gentry 1991). En forêt tempérée, les stress sont plus importants, notamment aux latitudes hautes et en altitude (périodes de gel ou de sécheresse, raccourcissement de la saison végétative), mais les lianes peuvent être localement abondantes et riches en espèces dans les conditions très particulières (forêts alluviales, Schnitzler 1995 ; Schnitzler & Heuzé 2006 ; Allen 2007 ; forêts pluviales tempérées, Balfour & Bond 1993 ; Baas *et al.* 1998 ; Wardle *et al.* 2001).

À l'échelle du bassin méditerranéen, les lianes évoluent dans un contexte climatique différent de celui des zones tempérées d'Europe. Certains facteurs spécifiques de l'environnement méditerranéen leur sont favorables (une période végétative longue, des périodes de gel courtes ou absentes, des moyennes de température annuelle élevées), d'autres sont plus contraignants (longues périodes de sécheresse estivale, sols peu épais, voire absents, sous-bois perpétuellement sombres si la canopée est de type sempervirent). Toutefois, les lianes sont bien présentes dans les forêts méditerranéennes, suggérant des adaptations aux contextes écologiques locaux.

La contribution des lianes à la biodiversité des forêts méditerranéennes n'a guère été étudiée jusqu'à présent, à la différence d'autres types forestiers tempérés comme les forêts pluviales ou les forêts décidues alluviales. Sur la base d'une méta-analyse rassemblant les données de richesse spécifique, de fréquence et d'abondance des lianes forestières disponibles dans la littérature phytosociologique, l'objectif de la présente recherche est de combler cette lacune. Ce n'est en effet qu'à l'échelle de la méta-analyse qu'il est possible de définir objectivement les grandes tendances de dynamique de populations, lorsque les données choisies sont standardisées et traitées statistiquement (Arnquist & Wooster 1995). La recherche s'aidera de l'approche « Traits fonctionnels » (selon les concepts développés dans Diaz & Cabido 1997 ; Diaz *et al.* 2004) choisis par rapport au contexte forestier méditerranéen. Certaines convergences de traits (morphologiques ou physiologiques) reflètent

en effet des contraintes climatiques ou biologiques fortes, et signent une adaptation fonctionnelle à des niches spécialisées dans un écosystème donné.

Nous aborderons les questions suivantes : I) quelles sont les spécificités taxonomiques et fonctionnelles des lianes des forêts méditerranéennes ? En d'autres termes, comment les lianes répondent-elles aux conditions écologiques propres des forêts méditerranéennes ?

Méthodes

Les données concernant les lianes forestières ont été collectées dans la littérature phytosociologique traitant des forêts méditerranéennes. Ces forêts se situent entre le 25^e et le 45^e parallèle Nord selon Quézel & Médail (2003).

Cette étude présente quelques limites, tout d'abord en raison de la définition même de la lianescence. Très souvent, le type biologique « liane » n'est pas précisé dans les flores, soit parce que les lianes peuvent parfois adopter d'autres types architecturaux (buisson ou herbacée), soit parce que certaines stratégies de grimpe archaïques ne sont pas considérées comme propres aux lianes (simple appui ou enroulement peu développé). Une deuxième limite concerne la collecte de données phytosociologiques, qui est loin d'être exhaustive sur l'ensemble des forêts du bassin méditerranéen. Une troisième limite à l'étude est l'absence de données sur les chablis, qui sont rarement intégrés dans les relevés phytosociologiques forestiers, et qui sont les sites préférentiels des lianes.

Analyse de la richesse taxonomique

229 communautés forestières ont été répertoriées dans cette méta-analyse. À partir des données brutes fournies par la phytosociologie, la composition taxonomique des lianes (familles, genres, espèces) a été évaluée à trois échelles d'analyse : le bassin méditerranéen, les îles vs les continents, et cinq types forestiers majeurs. Ces types forestiers ont été définis sur la base de la classification de Bohn *et al.* (2003) pour l'Europe, ici élargie à tout le bassin méditerranéen : forêts mésophiles des montagnes et collines (F) ; chênaies caduques à sols profonds (G) ; chênaies sclé-

rophylls sempervirentes de l'étage thermoméditerranéen (J) ; forêts sèches de conifères, toutes altitudes confondues (K) ; forêts alluviales (U). Plusieurs sous-types ont été définis à partir de ces types : deux dans F (hêtraies F5 et chênaies-charmaies F2), trois dans K (K1 : pineraies, K2 : cédraies, K3 : junipé- raies) et deux dans U (U3.20 saulaies-peupleraies, U4 : forêts à bois dur à frêne, peuplier blanc, platane, forêts des petits deltas à laurier et tamaris). Ces types et sous-types ont été mis en correspondance avec les classes et ordres de la Méditerranée (Quézel & Médail 2003) (Appendice 1).

Les fréquences de chaque espèce de liane ont été calculées à chacune des échelles considérées, sur l'ensemble des relevés collectés dans chaque niveau d'analyse. À l'échelle des types et sous-types forestiers, les valeurs de richesse moyenne totales et celles des lianes ont été calculées et testées par une ANOVA (SigmaStat 2.3). (Paramètre aléatoire : lieu ; facteur contrôlé : nombre moyen total d'espèces, nombre moyen de lianes), après avoir vérifié la normalité de la distribution (test de Shapiro-Wilk) et l'homogénéité des variances (test de Bartlett). À titre indicatif, les proportions des lianes dans chaque type et sous-type ont été calculé à partir des valeurs de richesses moyennes citées précédemment.

Ce même test est également utilisé pour différencier les valeurs de richesse taxonomique entre îles et continents. Les données phytosociologiques concernent 6 îles : la Corse, la Sardaigne, la Sicile, Chypre, la Crète, les Baléares. Deux sous-types manquent sur l'ensemble de ces îles : les cédraies et les chênaies-charmaies.

Analyse des traits fonctionnels

Sélection des traits

Les lianes répertoriées dans les 229 communautés forestières ont été classées en fonction de quatre traits de vie : la nature foliaire, la longévité, le mode de grimpe, et la place dans la stratification forestière.

La nature foliaire correspond à la structure de la feuille et définit des adaptations spécifiques à l'environnement, notamment le climat. Les feuilles sempervirentes, caractérisées par une cuticule épaisse parfois couverte de poils, un nombre relativement réduit de stomates, un parenchyme très développé, une quantité importante de lignine et de cellulose qui les

rend résistantes aux périodes de sécheresse. Les feuilles sempervirentes peuvent être sclérophylles ou malacophylles. Les feuilles sclérophylles sont particulièrement adaptées aux longues périodes de sécheresse : leur contrôle des flux d'eau est mieux assuré que les espèces malacophylles en raison de densités stomatales plus réduites. Les feuilles malacophylles sont en revanche davantage dépendantes d'une ambiance humide dans les sous-bois, et de réserves d'eau dans le sol. Par rapport aux feuilles décidues, la sempervirence a cependant un coût, celui d'une photosynthèse moins efficace, notamment chez les sclérophylles. Elle est toutefois compensée par une durée d'activité plus longue durant l'automne et l'hiver (Lillis & Mirgone 1994 ; Camarasa *et al.* 2000). En climat méditerranéen, et dans le contexte actuel de transformation des milieux par l'homme, les espèces sclérophylles dominent dans les forêts sur sols minces à faible réserve en eau, les espèces décidues dans les forêts sur sol profond ou en contact permanent avec des réserves d'eau. Les espèces malacophylles sont rares. Toutefois, les proportions entre espèces décidues, malacophylles et sclérophylles des forêts méditerranéennes étaient sans doute bien différentes au début de l'Holocène, avant l'anthropisation profonde des paysages (Barbero 1990). Afin de simplifier l'analyse statistique, la nature foliaire n'a été considéré que deux groupes : les espèces décidues et sclérophylles, les malacophylles étant limitées au genre *Hedera*.

II) Le facteur longévité oppose les lianes pérennes aux lianes annuelles. Selon la classification de Raunkiaer (1934), les lianes pérennes réunissent les phanérophytes, les nanophanérophytes et les hémicryptophytes lianescentes, et les lianes annuelles les thérophytes. La forme pérenne phanérophyte présente de grands avantages en forêt : grâce à une plus grande longévité (pour certaines plus d'un siècle) et des possibilités de stockage de dérivés de la photosynthèse dans les troncs, racines ou rhizomes, ces lianes peuvent atteindre de grandes dimensions, utiles pour ramper sur de longues distances au sol ou sur les supports, même dans l'ombre des sous-bois, afin d'atteindre les niches les plus adéquates (trouées, canopée) pour s'y développer et s'y reproduire. Les réserves stockées dans les axes végétatifs de la liane servent aussi à éviter l'embolisme durant la saison sèche, à développer des racines profondes en cas de manque d'eau, ou à réparer les traumatismes.

La forme pérenne hémicryptophyte, aux facultés de stockage plus réduites, présente l'avantage de l'économie dans la construction de l'individu. Les lianes hémicryptophytes sont donc bien adaptées aux sols pauvres et davantage aptes à adopter la sclérophylle, forme la plus économe de la sempervirence. Les lianes annuelles présentent l'avantage d'une reconstruction totale et rapide de l'individu après destruction par un stress ou une perturbation, si toutefois les facultés de dispersion de l'espèce sont adéquates (enterrement dans une banque de graines dans le sol forestier, ou dispersion anémochore pléthorique), ce qui leur permet de coloniser rapidement des milieux temporaires (chablis, lisières forestières, début de succession). Elles sont en revanche peu adaptées à vivre en permanence dans les sous-bois.

Afin de simplifier l'analyse statistique, les différents types biologiques de Raunkiaer ont été réunis en deux groupes : les espèces pérennes et les annuelles.

III) Le mode de grimpe diffère en fonction des espèces, en étroite liaison avec les niches occupées par les lianes (Hégarty & Caballé 1991). Les lianes aux modes de grimpe les plus archaïques utilisent l'appui comme mode de support principal, associé à un enroulement faible. D'autres sont essentiellement enroulantes par leurs tiges, mais l'efficacité de l'enroulement varie en fonction de l'angle, les lianes herbacées, plus souples, sont capables d'une meilleure prise sur le support, évitant ainsi le glissement des tiges, à l'inverse des tiges ligneuses, à angle plus ouvert. Elles sont en général limitées aux strates basses de la forêt. Mais les lianes ligneuses enroulantes compensent cet inconvénient en associant d'autres modes de grimpe, comme les crochets ou l'appui, ce qui leur permet d'atteindre 10 à 15 m en conditions optimales. L'enroulement est toutefois coûteux en énergie, surtout pour les grandes lianes, car il nécessite un allongement démesuré des axes. Les vrilles évitent cet inconvénient en spécialisant certains organes végétatifs de moindre longueur (pétiole, feuille). Les lianes à vrilles associent également d'autres modes de grimpe, par crochet ou enroulement, afin de s'étendre latéralement d'un support à l'autre. Les racines adventices qui accrochent les surfaces rugueuses des troncs correspondent à un autre moyen très spécialisé de mode de grimpe. Ces espèces sont souvent liées à un seul support, dont elles dépendent entièrement

pour toute la durée de leur existence. Ces deux modes de grimpe sont souvent associés à la colonisation de la canopée.

Quatre modes majeurs ont été sélectionnés pour l'analyse : enroulant, crochets, racines adventices et vrilles, certains pouvant se combiner.

IV) La place dans la stratification forestière est en partie dépendante des choix stratégiques de la liane dans ses modes de grimpe dans la forêt, mais pas uniquement. Les conditions locales de ressources en lumière, en nutriments et en eau, liées à la présence de chablis ou aux profondeurs du sol, sont également à considérer. Dans l'analyse, nous ne considérerons que deux possibilités : la présence dans le sous-bois et dans la canopée.

Corrélations entre les traits de vie des lianes, et milieu de vie

Selon l'hypothèse de départ, les lianes sélectionnent les traits fonctionnels développés ci-dessus pour répondre le plus efficacement possible aux contraintes environnementales des forêts méditerranéennes, en sélectionnant les niches qui leur sont les mieux adaptées. L'ensemble de ces traits forme un groupe fonctionnel, en réponse à un même environnement forestier. Ces traits (simplifiés pour l'analyse statistique) et les fréquences des lianes dans chaque type forestier ont été intégrés en deux matrices de données d'une analyse canonique des correspondances (ACC). Une des matrices contient en ligne les espèces et en colonne les huit variables binaires suivantes : Canopée (1 pour les lianes de la canopée et 0 pour les lianes du sous-bois), Décidue, Sclérophylle, Enroulante, Vrilles, Racines adventices, Crochet, Pérenne. L'autre matrice contient en ligne les espèces et en colonne la proportion de chaque espèce dans les types forestiers suivants : forêts mésophiles des montagnes et collines (F) ; chênaies caduques à sols profonds (G) ; chênaies sclérophylles sempervirentes de l'étage thermoméditerranéen (J) ; forêts sèches de conifères, toutes altitudes confondues (K) et forêts alluviales (U).

L'ACC consiste à comprendre les combinaisons linéaires qui existent entre un groupe de variables à expliquer (types forestiers) et autre groupe de variables explicatives (traits) ; il s'agit donc de déterminer les corrélations linéaires entre ces deux matrices (Ter Braak 1986, 1987 ; Palmer 1993). Les données ont

été normalisées et les espèces rares ont été pondérées. En tant qu'analyse multivariée, l'ACC ne requiert pas une indépendance entre toutes les variables (Palmer 1993). Si une variable ne contribue pas significativement au modèle, si elle n'explique aucune variabilité dans les données ou est hautement corrélée à une autre variable, elle est automatiquement éliminée de l'analyse (Ter Braak 1987 ; Palmer 1993). Un test de Monte Carlo a été utilisé pour évaluer si la corrélation entre les variables à expliquer et les variables explicatives est significative. Le diagramme de double projection est un diagramme d'ordination donnant une représentation visuelle de l'ACC et dans lequel on a projeté à la fois les variables de la matrice explicative et les variables de la matrice à expliquer. La longueur et la direction des flèches le long des deux axes indiquent les variables qui expliquent le plus de différence entre les espèces (Ter Braak 1986).

Résultats

Les données de richesse taxonomique, les traits et les fréquences des lianes sur l'ensemble des forêts du bassin méditerranéen sont regroupés dans l'Appendice 2. Nous n'avons pas inclus les sous-espèces, car elles ne sont pas toujours précisées dans les relevés. Il s'agit des taxa suivants : *Asparagus acutifolius* L., *Bryonia dioica* Jacq., *Clematis cirrhosa* L., *Hedera helix* L., *Lonicera periclymenum* L., *Rubia peregrina* L., *Rubus ulmifolius* Schott, *Smilax aspera* L., *Vitis vinifera* (Gmel.) Hegi.

A. Richesse taxonomique globale

Au niveau du bassin méditerranéen

Le nombre total de lianes est de 51 espèces, réparties dans 23 genres et 17 familles. Les familles les mieux représentées sont celles des Fabacées et des Convolvulacées. La seule espèce exotique répertoriée dans les relevés est *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planchon.

Le nombre total de lianes est sous-estimé par rapport à la réalité. Certaines lianes, observées personnellement dans les forêts du bassin méditerranéen ou signalées dans les flores n'apparaissent pas dans les relevés, notamment parmi les genres *Aristolochia*, *Asparagus*, *Convolvulus*, *Rubus*. À cela s'ajoutent les

lianes exotiques parfois envahissantes, qui peuvent s'intégrer dans certains types forestiers fortement fragmentés (comme *Vitis riparia* Michx et hybrides, *Sicyos angulatus* L., plusieurs espèces d'*Ipomea* ou *Ephedra foeminea* Forssk).

La richesse spécifique globale moyenne en espèces végétales des 229 communautés, tous types confondus est de $64,7 \pm 30,5$, la richesse moyenne en lianes est de $6,9 \pm 3,4$ ce qui correspond à une proportion globale de 12,4 %.

Peu d'espèces sont largement représentées dans l'ensemble des relevés. *Hedera helix* arrive en tête (58,9 %), suivi de *Tamus communis* (54,1 %) *Smilax aspera* (44 %) et *Asparagus acutifolius* (41,1 %). Les autres espèces ne sont fréquentes que dans certains types forestiers.

Au niveau des îles

Les forêts des îles ne sont pas aussi riches en lianes que celles des continents : la liste taxonomique totale ne représente que 47 % du total des lianes répertoriées sur l'ensemble des forêts du bassin méditerranéen, soit 24 espèces. Les espèces des îles sont zoochores, à l'exception des espèces du genre *Clematis*. Les espèces manquantes correspondent à celles dont l'aire optimale est l'Europe tempérée (*Humulus lupulus* L., *Lonicera periclymenum*, *Solanum dulcamara* L., *Cuscuta europaea* L.). Notons que les îles sont riches en sous-espèces endémiques parmi les genres *Hedera*, *Convolvulus*, *Rubus*, *Rubia*, *Asparagus*, *Clematis*, voire au niveau de l'écotype (*Vitis vinifera* ssp *sylvestris* pour la Corse, Grassi *et al.* 2006).

La richesse globale moyenne en espèces végétales dans les communautés forestières est significativement plus élevée sur les continents ($78,4 \pm 30,3$) que sur les îles ($41,6 \pm 19,4$, $p < 0,05$) mais cela ne concerne pas les lianes, qui présentent des indices de richesse moyenne similaires ($6,3 \pm 3$ pour les conti-

nents ; $6,6 \pm 3$ pour les îles) (tableau 1). La comparaison de la richesse en lianes par île, toutes communautés confondues, indique que la Sicile possède le nombre moyen de lianes le plus élevé (une moyenne de 9,2 lianes). Les lianes exotiques sont aussi largement représentées dans les îles, quoiqu'elles n'apparaissent pas dans les relevés. *Ephedra foeminea* a été par exemple observée en Crète et sur les îles des Cyclades, de même que *Vitis riparia* et plusieurs espèces du genre *Ipomea* (observations personnelles).

B. Distribution et abondance des lianes dans les forêts méditerranéennes

La richesse globale moyenne totale des types forestiers varie de manière significative ($p < 0,05$) entre certaines communautés, les chênaies-charmaies (F2) et les chênaies caduques (G) atteignant les plus hautes valeurs (tableau 2). Les valeurs de richesse moyenne totale les plus élevées en lianes se trouvent également en G, mais aussi dans les forêts alluviales (U) et les chênaies sempervirentes sclérophylles (J) (entre 7 et 8 espèces de lianes en moyenne pour chacun de ces types forestiers). Ces valeurs sont en revanche significativement ($p < 0,05$) plus faible dans les forêts de conifères (K) et les forêts de montagne (F) (tableau 2). Au regard des richesses végétales totales, ce sont les forêts alluviales et dans une moindre mesure les chênaies caduques qui présentent les plus fortes proportions de lianes. L'examen de certains relevés de la littérature souligne cette richesse de certaines associations : 13 espèces de lianes en moyenne pour les forêts à *Fraxinus ornus* et *Ostrya carpinifolia* (G) de Corse (Gamisans *et al.* 1983), pour les forêts à *Laurus nobilis* de Sicile (Brullo *et al.* 2001), 15 pour les forêts alluviales à bois dur ou aulnaies rivulaires (Lapraz 1984) et certaines chênaies sclérophylles (J) d'Algérie (Benset-

Tableau 1 – Valeurs de richesse spécifique des îles méditerranéennes.

Table 1 – Mean species richness values for Mediterranean islands.

	Corse	Crète	Chypre	Sicile	Sardaigne	Total îles	Continents	Îles vs continents
N	10	8	9	10	25	50	94	
Types forestiers	5	4	4	3	4	5		
Richesse moyenne totale	$43,3 \pm 14,1$	$65,5 \pm 14,7$	$37 \pm 19,1$	$53,2 \pm 20,9$	$34,2 \pm 12,6$	$41,6 \pm 19,4$	$78,4 \pm 30,3$	$p < 0,05$
Nb total moyen lianes	$7 \pm 2,5$	$6,7 \pm 3,2$	$6,1 \pm 1,5$	$9,2 \pm 2,8$	$6,6 \pm 2,3$	$6,6 \pm 3$	$7,2 \pm 3,7$	NS
% moyen lianes	$16,6 \pm 5,6$	$10,4 \pm 4,5$	$14,7 \pm 8,2$	$19,1 \pm 8,1$	$20 \pm 5,7$	$17,3 \pm 7,1$	$10,2 \pm 6,6$	$p < 0,05$

Tableau 2 – Valeurs de richesse spécifique des différents types et sous-types des forêts méditerranéennes.

Table 2 – Species richness of climbers per type and sub-type.

	Nb communautés testées	Richesse spécifique moyenne totale	Richesse moyenne en lianes*	Proportion en lianes (%)
Total	229	64,7 ± 30,5	6,9 ± 3,4	12,4
Type forestier				
F (Forêt feuillue de montagne)	18	85,8 ± 22,1 J, K, U	4,7 ± 2,6 J, U, G	5,4
G (Forêt à dominante caduque)	52	76 ± 31,4 U, J	6,8 ± 2,8 K, F	10,3
J (Chênaie sclérophylle)	46	58 ± 27,6 U, F	7,6 ± 2,8 F, K	14,2
K (Forêt de conifères)	45	60,2 ± 27,1 U, F	3,8 ± 2,3 G, J, K, U	6,3
U (Forêt alluviale)	68	55 ± 30,6 F, G, J, K	8 ± 3,7 F, K	16,4
Sous-types				
F5 (Chênaie-charmaie)	11	87,2 ± 26,3	3,8 ± 2 F2	4,3
F2 (Hêtraie)	6	83,1 ± 12,9	6,3 ± 3 F5	7,5
K1 (Pinaie)	15	64,1 ± 20,5 K3	3 ± 1,1	4,6
K2 (Cédraie)	16	72,6 ± 32,7	4,3 ± 3	5,9
K3 (Junipéraie)	18	37,9 ± 14,7 K1, K2	4,2 ± 2	12,6
U4 (Peupleraie, forêt à bois dur, Tamaricaie)	51	55,7 ± 33,5	8,1 ± 4	17
U3.20 (Saulaie-peupleraie)	17	53,1 ± 20,3	7,5 ± 2,6	15

± écart-type.

* Les types listés présentent des différences significatives ($p < 0, 05$) avec le type forestier considéré.

titi & Lacoste 1999). 16 à 18 pour les forêts alluviales du Bas-Rhône méditerranéen (Schnitzler & Carbiener 2006). Mais certaines forêts de conifères peuvent atteindre parfois un nombre élevé de lianes (jusqu'à 10 lianes pour les cédraies/sapinières d'Algérie et de Syrie ; Dahmani Megrerouche 1998 ; Chalabi 1980).

Les indices d'abondance des relevés phytosociologiques apportent d'autres précisions sur le comportement des lianes en forêt. À l'échelle du bassin méditerranéen, les lianes ne participent guère plus que pour 5 à 15 % de la surface au sol par espèce, sauf dans les chablis (observations personnelles), mais les données manquent sur ce point. Dans certaines associations cependant, les lianes peuvent couvrir des surfaces au sol bien plus grandes, en forêt alluviale à bois dur (Schnitzler & Carbiener 2006), ou certaines chênaies caduques comme les fonds de ravin de Sicile, Monts Iblei (Brullo *et al.* 2001). Les lianes deviennent envahissantes dans les forêts trop ouvertes par les activités humaines, ou trop fragmentées (observations personnelles dans les types forestiers J, K, G, U).

Traits de vie des lianes forestières méditerranéennes

Environ 20 %, soit 10 espèces, atteignent la canopée des forêts méditerranéennes. Leurs modes de grimpe sont très variés : *Periploca graeca* L., *Humulus lupulus*, *Lonicera per-*

iclymenum sont uniquement enroulantes, *Hedera helix* grimpe par racines adventices et secondairement par enroulement, *Clematis vitalba* L. et les Vitacées autochtones exotiques combinent vrilles et enroulement, les Smilacacées vrilles, crochets et enroulement. Toutes ces lianes sont pérennes, et la plupart sont des phanérophytes pouvant atteindre des dimensions conséquentes, en hauteur (plus de 30 m), longueur (plusieurs dizaines de mètres lorsqu'elles rampent au sol) et diamètre (de 15 cm à 50 cm selon les espèces). La masse foliaire développée peut être très importante lorsque l'individu s'installe sur le long terme et en situation optimale (chablis, écotone, rupture dans la canopée ou sur la canopée). Les phanérophytes sont cependant pauvres en espèces en Méditerranée, et limitées à certains types forestiers. *Hedera helix* est plus fréquente en forêt alluviale, en chênaie-charmaie et en chênaie caduque avec 70 à 80 % de fréquence, contre seulement 33 à 42 % dans les autres types forestiers. *Clematis vitalba* est plus sensible aux périodes de sécheresse et au manque de nutriments, et n'est fréquente qu'en forêt alluviale (29 %) et dans les chênaies caduques (49 %).

Vitis vinifera, encore plus sensible au manque d'eau, ne se trouve fréquemment qu'en forêt alluviale (37 %). Elle est parfois citée dans d'autres types forestiers, probablement en situation d'humidité locale de fond de vallon ou à proximité de sources. *Lonicera periclymenum*, la quatrième phanérophyte, est limi-

tée aux zones alluviales de la Méditerranée de l'Ouest, où elle a développé une sous-espèce.

Tous les types foliaires sont représentés, avec une proportion plus grande de décidues. La plus forte proportion en décidues parmi les phanérophtes souligne l'importance de l'efficacité photosynthétique de ce type foliaire dans la colonisation et l'établissement en canopée. Deux autres lianes atteignant la canopée, du genre *Smilax*, sont des sclérophylles, qui peuvent devenir envahissantes. Elles sont capables d'élaborer des masses foliaires équivalentes dans la canopée dans les forêts les plus sèches, mais n'élaborent jamais de gros troncs uniques, trop coûteux en énergie. *Humulus lupulus* possède la même stratégie, mais en milieu humide, et avec une masse foliaire décidue.

En contraste avec les espèces vivant dans la canopée, les espèces de lianes vivant dans les sous-bois sont plus nombreuses, et de dimensions plus modestes. Comme pour les lianes de la canopée, la plupart (72 %) sont décidues, et ce malgré l'économie que représente une taille modeste, qui autoriserait davantage la sclérophylle. Leurs modes de grimpe sont plus variés, incluant l'appui et le crochet. Les racines adventives sont en revanche absentes. La plupart des lianes de sous-bois sont soit des hémicryptophytes, soit des nanophanérophtes, ce qui leur permet d'atteindre plusieurs mètres de hauteur (jusqu'à 15 m pour *Rosa sempervirens*, par exemple), mais les lianes de sous-bois peuvent être annuelles (espèces à vrilles du genre *Lathyrus*).

Ces résultats permettent de dégager des tendances dans les traits fonctionnels des lianes, qui répondent aux caractéristiques de l'environnement forestier méditerranéen. Les groupes fonctionnels les plus fréquents réunissent pour partie ou entièrement les caractères suivants : une nature décidue, un cantonnement dans les sous-bois, et des types biologiques pérennes. Les lianes appartenant à d'autres groupes fonctionnels (lianes sempervirentes hémicryptophytes ou nanophanérophtes par exemple), plus rares, correspondent à des adaptations à des situations forestières particulières.

Groupes fonctionnels de lianes et types forestiers

Le test de Monte Carlo est significatif à $p = 0,014$, ce qui implique qu'il existe bien une corrélation significative entre les variables à expliquer et les variables explicatives, donc

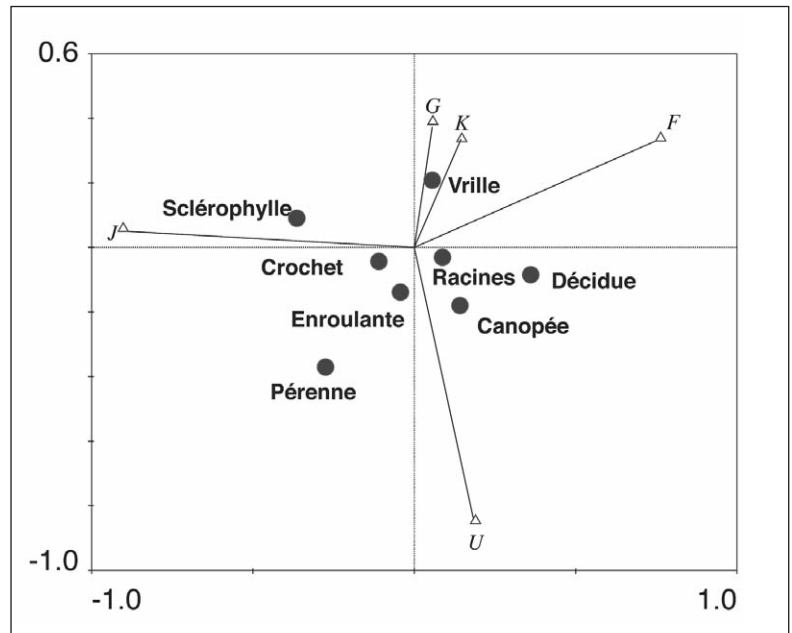


Figure 1 – Diagramme de double projection de l'Acc avec les 5 types forestiers suivants : forêts mésophiles des montagnes et collines (F) ; chênaies caduques à sols profonds (G) ; chênaies sclérophylles sempervirentes de l'étage thermo-méditerranéen (J) ; forêts sèches de conifères, toutes altitudes confondues (K) et forêts alluviales (U) et les huit traits fonctionnels.

entre les traits de vie des lianes et les types forestiers.

Le long du premier axe du diagramme de double projection de l'Acc (figure 1), les forêts sclérophylles sempervirentes (J) se distinguent des autres types forestiers, s'opposant notamment aux forêts de montagne humides mésophiles (F). Le deuxième axe montre une différence nette entre les forêts alluviales (U) d'un côté et les autres types de forêt à plus grande stabilité sylvigénétique. On peut ainsi deviner un gradient allant des forêts les plus sèches à gauche du graphique vers les forêts les plus humides à droite du graphique. Les lianes sclérophylles et à crochets se trouvent liées au type J et les décidues au type F. Les lianes pérennes se trouvent préférentiellement dans les forêts sclérophylles ou les forêts alluviales. Les lianes annuelles à vrilles ont tendance à se trouver dans les types forestiers G, K ou F. Les lianes se développant dans la canopée sont liées aux forêts alluviales U. Par opposition à ce critère, les lianes des sous-bois sont plus fréquentes dans les types forestiers G, K et J. Les modes de grimpe par type enroulement se trouvent plus fréquemment dans les forêts alluviales, tout comme les lianes produisant des racines adventives, bien que ce dernier critère soit également présent dans les forêts de montagne humides mésophiles (F).

Appendice 1 – Types forestiers et leurs correspondances phytosociologiques.**Appendix 1 – Forest type and phytosociological relationships.**

Types forestiers	Correspondance phytosociologique	Sources
Source : Bohn <i>et al.</i> 2003	Source : Quézel et Médail 2003	
F Forêts décidues mésophiles	<i>Quercus robur</i> - <i>Fagetea sylvaticae</i>	
F5 Hêtraies	<i>Fagion sylvaticae</i>	
Corse		Gamisans 1991
France		Barbero & Quézel 1994 ; Gamisans & Gruber 1980
Italie		Bonin 1978
Turquie		Kutbay <i>et al.</i> 1998
F2 Chênaies-charmaies	<i>Carpinion betuli</i>	
Croatie		Vukelic 1991
Grèce		Barbero & Quézel 1976
Italie		Barbero & Bonin 1980
Turquie		Akman <i>et al.</i> 1978
G Chênaies caduques	<i>Quercetea pubescentis</i>	
Chypre		Barbero & Quézel 1979
Algérie	<i>Quercetum canariensis</i> , <i>Quercus faginea</i>	Quézel 1956 ; Aimé <i>et al.</i> 1986
Corse		Gamisans <i>et al.</i> 1983 ; Dierschke 1984
Crète		Barbero & Quézel 1980
France		Barbero & Quézel 1994 ; Gamisans & Gruber 1980
Grèce		Barbero & Quézel 1976 ; Gamisans & Hébrard, 1979
Italie		Brullo & Guarino 1998 ; Barbero & Bonin 1980 ; Molinier & Molinier 1955 ; Bonin 1978
Liban		Abi-Saleh 1978
Maroc		Benabib 1982
Sardaigne		Arnold, non publié ; Bachetta <i>et al.</i> 2009
Sicile		Brullo & Spampinato 1990
Syrie		Barbero <i>et al.</i> 1976 ; Chalabi 1980
Tunisie		Aimé <i>et al.</i> 1986
Turquie		Quézel <i>et al.</i> 1980
J Chênaies sclérophylles	<i>Quercetea ilicis</i>	
Algérie	<i>Quercetalia ilicis</i> , <i>Quercion calliprini</i> , <i>Q. alnifoliae</i>	Quézel 1956 ; Guinochet 1980 ; Aimé <i>et al.</i> 1986 ; Dahmani-Megrouche 1998
Baléares		Rivas-Martinez <i>et al.</i> 1992
Chypre		Barbero & Quézel 1979
Corse		Allier & Lacoste 1980 ; Burrichter 1979
Crète		Barbero & Quézel 1980
Espagne		Boucher 1984
France		Barbero & Quézel 1994 ; Barbero & Miglioretti 1984 ; Barbero & Loisel 1983
Grèce		Barbero & Quézel 1976
Italie		Molinier & Molinier 1955
Liban		Abi-Saleh 1978
Maroc		Quézel <i>et al.</i> 1987
Portugal		Neto <i>et al.</i> 2007
Sicile		Poli & Maugeri 1974
Syrie		Chalabi 1980
Tunisie		Aimé <i>et al.</i> 1986
Turquie		Quézel <i>et al.</i> 1980
K Forêts de conifères	<i>Quercetea pubescentis</i> ; <i>Q. ilicis</i>	
K1 Pineriaie	<i>Quercetalia libani</i> , <i>Cephalorrhyncho-Pinion</i>	
Chypre		Barbero & Quézel, 1979
Corse		Gamisans 1991
Espagne		Regato <i>et al.</i> 1995
France		Molinier 1967
Grèce		Barbero & Quézel 1976
Italie		Bonin 1978
Liban		Abi-Saleh 1978
Syrie		Barbero <i>et al.</i> 1976 ; Chalabi 1980
Turquie		Quézel <i>et al.</i> 1980

Appendice 1 – Suite.
Appendix 1 – Continued.

Types forestiers	Correspondance phytosociologique	Sources
Source : Bohn <i>et al.</i> 2003	Source : Quézel et Médail 2003	
K2 Cédraies	Quercu-Cedretalia atlantica, libani	
Algérie		Dahmani Megrrouche 1998 ; Quézel 1956 ; Medour Ouzzouo 2001
Maroc	Prunus lusitanica, Quercu-Cedretalia atlantica	Barbero & Quézel 1976 ; Barbero <i>et al.</i> 1987
Grèce		Barbero & Quézel 1976 ; Reif & Löblich-Illis 1999
Liban		Abi-Saleh 1978
Maroc		Barbero <i>et al.</i> 1981
Syrie		Chalabi 1980
Turquie		Quézel <i>et al.</i> 1980
K3 Juniperaies		
Algérie		Quézel 1956
Baléares		Rivas-Martinez <i>et al.</i> 1992
Chypre		Barbero & Quézel 1979
Crète		Barbero & Quézel 1980
Corse		Paradis 1993
France		Gamisans & Gruber 1980
Italie		Bonin 1978
Sardaigne		Molinier & Molinier 1955 ; Bachetta <i>et al.</i> 2009
U Forêts alluviales	Populetalia albae, Salicetea purpureae	
U3.1.20 Petites saulaies et saulaies	Salicetalia purpureae, Salicetalia albae	
Albanie		Karpati & Karpati 1961
Algérie		Bensettiti & Lacoste 1999
Corse		Gamisans 1991
Espagne		Bensettiti & Lacoste 1999
France		Nègre 1984
Italie		Francalancia & Orsomando 1984 ; Brullo & Guarino 1998
Sicile		Brullo & Spampinato 1990
Slovénie		Silc 2003
U4 Forêts à bois dur	Populetalia (Populion, Alnion glutinosae, Platanion) Tamaricetalia	
Albanie		Karpati & Karpati 1961
Algérie		Bensettiti 1992 ; Bensettiti & Lacoste 1999
Chypre		Barbero & Quézel 1979
Corse		Dierschke 1975 ; Gamisans 1991
Crète		Gradstein & Smittenberg 1977
Espagne		Lapraz 1966, Izco <i>et al.</i> 1984
France		Lapraz 1984 ; Nègre 1984 ; Schnitzler & Carbiener 2006
Italie		Gafta & Pedrotti 1995 ; Manzi 1988 ; Bonin 1978 ; Gellini <i>et al.</i> 1986
		Gellini <i>et al.</i> 1986
Grèce		Dierscke 1984
Portugal		Braun-Blanquet <i>et al.</i> 1956
Sardaigne		Arnold, non publié ; Bachetta <i>et al.</i> 2009
Sicile		Brullo & Spampinato 1990
Turquie		Akman <i>et al.</i> 1978 ; 1979 ; 1993 ; Kutbay <i>et al.</i> 1998 ; Quézel <i>et al.</i> 1980
Corse		Bensettiti & Lacoste 1999
Portugal		Braun-Blanquet <i>et al.</i> 1956

Appendice 2 – Liste taxonomique, traits fonctionnels et fréquences des lianes forestières méditerranéennes.

Appendix 2 – Taxonomy, traits and frequencies of climbers in the Mediterranean forests.

Composition taxonomique		Traits fonctionnels		
Famille	Espèce	Nature foliaire	Mode de grimpe	Canopée/ sous-bois
Apocynaceae	<i>Periploca graeca</i> L.	Décidu	Enroulant	Canopée
	<i>Periploca gracilis</i> Boiss.*	Décidu	Enroulant	Sous-bois
Araliaceae	<i>Hedera helix</i> L. (<i>helix</i> , <i>maroccana</i> , <i>cyprica</i>)	Malacophylle	Racines adventives, enroulant	Canopée
	<i>Hedera colchica</i> K. Koch	Malacophylle	Racines adventives, enroulant	Canopée
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia sempervirens</i> L.	Sclérophylle	Enroulant	Sous-bois
	<i>Aristolochia baetica</i> L.	Sclérophylle	Enroulant	Sous-bois
Cannabinaceae	<i>Humulus lupulus</i> L.	Décidu	Enroulant	Canopée
Caprifoliaceae	<i>Lonicera etrusca</i> Santi*	Sclérophylle	Enroulant	Sous-bois
	<i>Lonicera implexa</i> Aiton*	Sclérophylle	Enroulant	Sous-bois
	<i>Lonicera periclymenum</i> L.	Décidu	Enroulant	Canopée
Convolvulaceae	<i>Calystegia sepium</i> L.*	Décidu	Enroulant	Sous-bois
	<i>Convolvulus althaeoides</i> L.*	Décidu	Enroulant	Sous-bois
	<i>Convolvulus dorycnium</i> L.	Décidu	Enroulant	Sous-bois
	<i>Convolvulus floridus</i> L.*	Décidu	Enroulant	Sous-bois
	<i>Convolvulus lineatus</i> L.	Décidu	Enroulant	Sous-bois
	<i>Cuscuta europaea</i> L.	Décidu	Enroulant	Sous-bois
Caryophyllaceae	<i>Cucubalus baccifer</i> L.	Décidu	Enroulant	Sous-bois
Cucurbitaceae	<i>Bryonia dioica</i> Jacq.*	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Bryonia syriaca</i> Boiss.	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
Dioscoraceae	<i>Tamus communis</i> L.*	Décidu	Enroulant	Sous-bois
	<i>Tamus orientalis</i> J. Thiebaut*	Décidu	Enroulant	Sous-bois
Fabaceae	<i>Lathyrus aphaca</i> L.	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Lathyrus aureus</i> Stev. ex Fisch.	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Lathyrus digitatus</i> M. Bieb Fiori	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Lathyrus grandiflorus</i> Sibch & Sm.	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Lathyrus hirsutus</i> L.	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Lathyrus inermis</i> Rochel	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Lathyrus latifolius</i> L.	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Lathyrus laxiflorus</i> (Desf) Kunze	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Vicia americana</i> Muhl ex Willd*	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Vicia cirrhosa</i> Webb*	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Vicia cracca</i> L.*	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Vicia hirsuta</i> (L.) Gray	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Vicia sativa</i> L.	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Vicia sepium</i> L.	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
Liliaceae	<i>Asparagus acutifolius</i> L.*	Sclérophylle	Appui, enroulant	Sous-bois
Ranunculaceae	<i>Clematis cirrhosa</i> L.*	Sclérophylle	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Clematis flammula</i> L.*	Sclérophylle	Vrilles, enroulant	Sous-bois
	<i>Clematis vitalba</i> L.*	Décidu	Vrilles, enroulant	Canopée
	<i>Clematis viticella</i> L.	Décidu	Vrilles, enroulant	Sous-bois
Rosaceae	<i>Rosa canina</i> L.*	Décidu	Appui, crochet, enroulant	Sous-bois
	<i>Rosa sempervirens</i> L.*	Sclérophylle	Appui, crochet, enroulant	Sous-bois
	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott*	Décidu	Appui, crochet, enroulant	Sous-bois
Rubiaceae	<i>Galium aparine</i> L.*	Décidu	Appui, crochet, enroulant	Sous-bois
	<i>Rubia peregrina</i> L.*	Sclérophylle	Appui, crochet, enroulant	Sous-bois
	<i>Rubia tenuifolia</i> d'Urv*	Sclérophylle	Appui, crochet, enroulant	Sous-bois
Smilacaceae	<i>Smilax aspera</i> L.*	Sclérophylle	Vrilles, crochet, enroulant	Canopée
	<i>Smilax excelsa</i> L.*	Sclérophylle	Vrilles, crochet, enroulant	Canopée
Solanaceae	<i>Solanum dulcamara</i> L.	Décidu	Enroulant	Sous-bois
Vitaceae	<i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L) Planchon	Décidu	Vrilles, enroulant	Canopée
	<i>Vitis vinifera</i> (Gml.) Hegi*	Décidu	Vrilles, enroulant	Canopée

* Présents sur les îles.

Type biologique (Raunkiaer)	Fréquence de chaque espèce de liane (%)					
	F (N=17)	J (N=49)	K (N=47)	G (N=49)	U (N=58)	Bassin (N=229)
Phanérophyte	5,8				10	3,8
Phanérophyte			2			< 1
Phanérophyte	70,6	42,5	33	71	80	58,9
Phanérophyte					1,7	< 1
Hémicryptophyte		20	4	6	3,4	7,2
Hémicryptophyte		5				1
Hémicryptophyte			2		31	9,1
Nanophanérophyte	11,7	42,5	18	38,7	17,2	18,7
Nanophanérophyte	5,8	52,5	13	16,3	1,7	17,7
Phanérophyte	5,8		2		12	4,3
Hémicryptophyte	5,8	5	0	6,1	63,7	20,6
Hémicryptophyte	5,8	1	7			2,4
Hémicryptophyte				2		< 1
Hémicryptophyte			2			< 1
Hémicryptophyte			2			< 1
Hémicryptophyte					3,4	< 1
Hémicryptophyte					6,8	1,9
Hémicryptophyte		7,5		10,2		11
Hémicryptophyte			4	2		1,4
Hémicryptophyte	23,5	67,5	31	71,4	56,8	54,1
Hémicryptophyte				2	1,7	1
Thérophyte				2		< 1
Thérophyte	11,7					1
Thérophyte	5,8		2	2		1,4
Thérophyte			2	6,1		1,9
Thérophyte	12		4			1,9
Thérophyte	5,8		11	4		3,8
Thérophyte		2,5	7	10,2		4,3
Thérophyte	2			5		< 1
Hémicryptophyte		2,5		2		1
Hémicryptophyte			2			< 1
Hémicryptophyte	11,7		9	8,1	1,7	5,3
Hémicryptophyte		2,5		2	3,5	1,9
Hémicryptophyte			2	2	1,7	< 1
Hémicryptophyte		2,5		4	1,7	11,9
Nanophanérophyte	17,4	80	27	51	25,8	41,1
Nanophanérophyte		30	13	24,5	10,3	17,2
Nanophanérophyte	11,7	47,5	16	22,4	26	25,8
Phanérophyte	10	10	11	48,9	29	34,4
Nanophanérophyte				2	3,5	1,4
Nanophanérophyte	17,6		11	26,5	17,2	14,8
Nanophanérophyte	5,8	27,5	0	20,4	39,6	21,5
Nanophanérophyte	5,8	7,5	18	18,3	55,1	25,4
Hémicryptophyte	5,8	15	13	14,2	48,2	23
Hémicryptophyte	0	75	16	12,2	5,1	22
Hémicryptophyte	0	35	16	12,2	5,1	22
Phanérophyte	23,5	70	29	48,9	39,6	44
Phanérophyte	11,7	30		4	5,1	9,1
Hémicryptophyte		2,5			44,8	12,9
Phanérophyte		2,5			5,1	1,9
Phanérophyte	5,8	2,5	4	12,2	37,9	15,3

Discussion

Spécificités taxonomiques des lianes forestières méditerranéennes

Les forêts méditerranéennes sont plus riches en lianes que les forêts décidues d'Europe moyenne, dont la richesse globale moyenne est de $4,5 \pm 1$ (données non publiées). Les facteurs à considérer, en dehors des conditions climatiques plus favorables en zone méditerranéenne, sont l'histoire paléogéographique du bassin méditerranéen, en particulier l'héritage du Tertiaire, préservé dans de nombreuses zones refuges dans ce biome (Quézel & Médail 2003), l'hétérogénéité des habitats (grandes plaines, deltas et ripisylves, montagnes, îles) qui promeut la microspéciation, voire de spéciation pour certains genres, et une influence humaine sur les forêts très ancienne et très forte.

Les genres lianescents rencontrés dans les forêts méditerranéennes correspondent à ceux d'autres forêts du monde dans l'hémisphère Nord comme *Vicia*, *Lathyrus*, *Aristolochia*, *Convolvulus*, *Smilax*, *Hedera* (Gentry 1991), mais certains d'entre eux, comme *Hedera*, sont particulièrement aptes à la spéciation et la microspéciation. Ce genre a ainsi développé une série polyploïde complexe : *Hedera helix* ssp *helix* L. est diploïde, *H. algeriensis* Hibben est tetraploïde, *H. cypria* G. Voron est hexaploïde et *Hedera colchica* K. Koch est octoploïde (Vargas *et al.* 1999 ; Grivet & Petit 2002 ; Ackerfield & Wen 2002). Tous ces taxa ont des traits de vie similaires (liane ligneuse malacophylle atteignant la canopée, à feuilles hétéroblastes et aptitude à la scototropie). L'aire biogéographique de ce complexe polyploïde va d'ailleurs bien au-delà de la Méditerranée, grâce à une dispersion efficace par les oiseaux migrateurs (Grivet & Petit 2002) puisqu'il s'étend des Açores (avec *Hedera azorica* Carr, diploïde), aux Canaries (*Hedera canariensis* Willd, également diploïde), à Madère (*Hedera maderensis* Will, hexaploïde), à l'Asie (*Hedera nepalensis* K. Koch, *Hedera rhombea* Micq Bean). Les facultés d'adaptation du genre *Hedera* se révèlent également à son pouvoir de naturalisation après introduction volontaire par l'homme. Plusieurs espèces se sont ainsi répandues dans le monde, devenant parfois invasives – Amérique du Nord, Nouvelle-Zélande, Canada, Australie, Afrique du Sud (Metcalf, 2005).

Les espèces à gousses en revanche n'ont pu franchir les barrières naturelles, sauf si

l'homme les a introduites. Comme toute autre forme de vie, les lianes dépendent dans la colonisation des îles des distances par rapport aux continents, des dimensions de l'île et des habitats qu'elle offre en termes d'hétérogénéité et de surface, et de variantes dans l'histoire humaine. Les différences en richesse végétale globale entre îles et continents s'expliquent sans doute par certains de ces facteurs.

Spécificités fonctionnelles des lianes forestières

Groupes fonctionnels de lianes à l'échelle du bassin méditerranéen : comparaison avec l'Europe tempérée

Le nombre de lianes ligneuses atteignant la canopée est aussi significativement ($p < 0,05$) plus élevé en milieu méditerranéen qu'en milieu tempéré froid ($2,3 \pm 1,4$ contre $1,7 \pm 1,4$) (données non publiées) en raison du climat plus hospitalier, autorisant la construction et la survie de troncs ligneux de grande taille. Les forêts méditerranéennes et tempérées présentent cependant quelques points communs concernant d'autres traits, comme la dominance des espèces décidues sur les sclérophylles, la rareté des malacophylles (réduites au lierre), des espèces de sous-bois et des types biologiques pérennes (hémicryptophytes pour l'essentiel). Aucune spécificité parmi les modes de grimpe n'a été trouvée, sauf éventuellement l'importance des crochets, liée à l'importance des genres lianescents *Rosa* et *Rubus* en Méditerranée. Ces points communs sont à lier aux climats tempérés comprenant une saison de repos hivernal voire estival pour les plantes, ce qui incite à l'économie morphologique, en contraste avec les conditions écologiques des forêts pluviales tempérées très riches en phanérophtes sempervirentes de type malacophylle (type rare en Europe).

Relations entre types fonctionnels et types forestiers

Sur la base des résultats de l'ACC et les résultats obtenus par l'analyse des indices de richesse spécifique et d'abondance, ont été différenciés deux grands groupes opposant les forêts alluviales, à dynamique des chablis accélérée par les inondations, et les forêts de terre ferme à plus grande stabilité sylvigénétique. Dans les forêts alluviales, les lianes contribuent significativement à la diversité

spécifique et la biomasse de l'écosystème, bien davantage que dans tous les autres types forestiers. Ces caractéristiques sont liées aux conditions optimales pour les plantes, créées par les inondations récurrentes et une nappe souterraine permanente. Humides, lumineuses, riches en ressources minérales, ces forêts offrent aussi aux lianes de nombreux habitats favorables, renouvelés en permanence (chablis, écotones, ruptures topographiques dans la canopée), sous-bois riches en petits supports (Schnitzler 1995 ; Schnitzler 1997 ; Arnold *et al.* 1998). Les phanérophtes décidus et malacophylles (vigne sauvage, lierre, clématite) et les hémicryptophytes de la canopée (houblon) y sont abondants en termes d'individus ou de clones, et connus pour leur développement spectaculaire dans la canopée et les chablis. La concurrence des buissons et juvéniles d'arbres limite en revanche le développement des lianes de sous-bois et élimine les sclérophylles, peu concurrentielles vis-à-vis des lianes décidues et malacophylles, et sans doute peu aptes à supporter des submersions trop longues. L'hospitalité des forêts alluviales explique aussi leur grande richesse taxonomique, la plus élevée qui soit dans le bassin méditerranéen, tant en espèces autochtones qu'exotiques.

La dynamique des chablis est nettement plus limitée dans les autres types forestiers, sauf en cas de feux réitérés. Mais ce type de perturbation, s'il ouvre la canopée, détruit les sols et élimine les sous-étages nécessaires pour l'ascension des lianes. Les forêts de terre ferme offrent donc aux lianes un environnement architectural plus homogène, plus sombre (surtout si la canopée est sempervirente), limité à de petits chablis (si les feux sont rares). Il n'est donc guère étonnant que les lianes soient cantonnées aux sous-bois sous forme d'hémicryptophytes, voire de thérophytes et qu'elles aient des masses foliaires restreintes et une forme souvent rampante. Les opportunités de reproduction sont également plus limitées.

Les lianes peuvent cependant atteindre la canopée, principalement le lierre (genre *Hedera*) et la salsepareille (genre *Smilax*), dans les trouées disponibles ou dans les forêts ouvertes ou très fragmentées par les activités humaines. Le lierre survit dans de tels environnements grâce à ses stratégies de tolérance à l'ombre (hétéroblastie, scototropie). La salsepareille peut envahir presque totalement les sous-bois et la plupart des troncs. En

revanche, les décidues sont rares ou absents dans la canopée. La richesse en sclérophylles, notamment dans les chênaies sempervirentes, peut être considérée comme une spécificité des forêts méditerranéennes par rapport aux forêts d'Europe où ce type foliaire est rare.

La qualité des sols et l'altitude sont deux autres facteurs permettant de différencier ces 4 types de forêts de terre ferme. Dans les chênaies caduques, les sols profonds favorisent un certain niveau de richesse taxonomique, notamment en lianes caduques, mais leur abondance reste limitée aux grands chablis. Dans les chênaies-charmaies, aux sols également profonds mais plus organiques en raison de l'altitude, la richesse taxonomique chute, de même que l'abondance des lianes, l'altitude limitant la période végétative et augmentant la nébulosité (Schnitzer 2005 ; Jimenez-Castillo *et al.* 2007). Les lianes de la canopée sont peu abondantes, et limitées aux deux espèces tolérant l'ombre, le lierre et au chèvrefeuille (*Lonicera periclymenum*), et la clématite dans les trouées. Dans les forêts de conifères, les sols sont minces, voire absents (souvent pierreux), ou très organiques (en montagne), la litière acidifiante : tous les facteurs s'accumulent pour limiter la richesse taxonomique et l'abondance des lianes. Le lierre arrive toutefois à s'y implanter, mais reste souvent de petites dimensions. Ces stress expliquent aussi la présence d'espèces annuelles. Les junipérais de basse altitude sont un peu plus riches en lianes, notamment sclérophylles.

Spécificités taxonomiques et fonctionnelles des lianes de forêts du bassin méditerranéen au regard d'autres types forestiers tempérés du monde

Les résultats obtenus dans cette synthèse sont intéressants à comparer avec celles d'autres forêts de type méditerranéen du monde. Aux Canaries, le climat est proche de celui du bassin méditerranéen aux altitudes supérieures à 500 m, quoique sans période de sécheresse (Del Arco *et al.* 2002).

Les relevés phytosociologiques de Del Arco (1987) et Rivas-Martinez *et al.* (1993) permettent d'avoir une idée de la richesse totale en lianes (15) dans les trois types forestiers de laurisylves, pineraies et forêts alluviales de ravin. Les valeurs de richesse totale moyenne en lianes sont de $2,6 \pm 0,5$, ce qui est nette-

ment moindre que dans les îles méditerranéennes. La distance par rapport aux continents africain et européen est le facteur le plus évident pour cette relative plus grande pauvreté spécifique.

Les lianes des Canaries sont souvent endémiques, au niveau du genre (*Canarina canariensis* (L) Vatke, *Semele androgyna* (L) Kunth), mais le plus souvent au niveau de l'espèce (*Hedera canariensis* Willd, *Smilax canariensis* Brouss. ex Willd, *Rubia fruticosa* Aiton, *Rubus bollei* Focke, *Convolvulus canariensis*). Les espèces à plus large aire de distribution, et qu'on retrouve également dans le bassin méditerranéen, sont rares (*Galium aparine*, *Smilax aspera*). La plupart sont sempervirentes sclérophylles, mais certaines présentent des adaptations à la chaleur estivale telles que la perte partielle des feuilles l'été (chez *Canarina canariensis*, seul un toupet de feuilles apicales subsiste durant cette saison) ou partiellement sempervirent (*Rubia fruticosa* Aiton ssp *periclymenum* par exemple n'est pérenne que pour ses parties basses). *Tamus edulis* Lowe disparaît totalement durant l'été, montrant un comportement rare pour une liane géophyte. *Myrsiphyllum asparagoïdes* Willdest décidu, perdant ses feuilles l'été (del Arco Aguilar, communication écrite).

Les données phytosociologiques des forêts méditerranéennes du monde sont rares, ce qui ne permet pas de comparaisons poussées. En Californie, dans la Sierra Nevada, la richesse spécifique est relativement limitée : 8 espèces dont 3 lianes phanérophytes décidues (*Vitis californica* Benth, *Toxicodendron diversilobum* Greene, *Clematis ligusticifolia* Nutt.). Les proportions de lianes sont respectivement de 9,3 % dans les chênaies sclérophylles et semi-caducifoliées et 6,3 % dans les forêts de conifères (*Pinus*, *Cupressus*, *Abies* et *Juniperus*) (Quézel & Shevock 1982). En Australie occidentale et en Afrique du Sud, les lianes sont aussi peu nombreuses (Rundel & Franklin 1991). En revanche, les forêts méditerranéennes du Chili sont plus riches avec une proportion globale de 13 % sur l'ensemble de la flore forestière et une richesse moyenne de 15 lianes par communauté forestière. Les lianes sont essentiellement sempervirentes et incluent une proportion non négligeable de malacophylles, du fait que l'influence maritime humide persiste même dans ces biomes (Amigo-Vásquez, communication personnelle).

Lianes et forêts primaires

Les conditions écologiques des lianes du bassin méditerranéen étaient différentes dans les forêts primaires. Sans l'homme en effet, le bassin méditerranéen présenterait une couverture forestière étendue des sols profonds hérités des périodes postglaciaires, un microclimat forestier plus humide, et pour les forêts de plaine, une composition taxonomique différente. Les feux y étaient également bien moins fréquents (Aubert & Thinon 1981 ; Barbero 1990 ; Barbero & Quézel 1994 ; Quézel & Médail 2003).

Les populations de lianes, installées dans les chablis, les ruptures de canopée, les écotones, ou végétant dans les sous-bois étaient cependant régulièrement rajeunies par les événements sylvigénétiques de type biologique (chutes de porteurs, abroustissement) ou climatique (tempête, feu), à des fréquences variables en fonction des périodes climatiques. Au regard des observations effectuées dans des forêts en bon état de conservation, on peut supposer que les lianes présentaient toutes les classes de diamètre et de longueur. Il est hautement probable que les individus atteignaient des âges plus avancés, notamment parmi les phanérophytes, ainsi qu'on peut l'observer dans les forêts méditerranéennes après quelques décennies d'abandon (observations personnelles pour le lierre dans la chênaie caduque de la forêt de Païolive en Ardèche ; pour la vigne sauvage dans la chênaie sclérophylle de la réserve Monte Arcosu ou des fonds de ravin « oubliés » des hommes en Sardaigne, mais aussi dans la forêt alluviale à peupliers blancs en Camargue à Tourtoulon, laissée en libre évolution depuis quelques décennies). Lorsque les phanérophytes vieillissent et s'étendent dans les sous-bois et les chablis, ils finissent par occuper des espaces considérables.

Ces situations ont disparu avec la fragmentation des forêts, leur rajeunissement trop rapide, les modifications des sols et de la composition taxonomique. L'homme agit fortement sur les communautés de lianes forestières en favorisant les espèces adaptées à des stress et/ou de perturbations élevés, par les feux, la coupe et le pâturage sous forêt.

Une nouvelle situation écologique se profile dans les décennies à venir, avec la concurrence des lianes exotiques. Clairement, le nombre d'espèces et l'abondance des lianes augmente en zone tempérée en réponse aux

introductions constantes de nouvelles lianes pour l'horticulture ou l'agriculture (Arrigo & Arnold 2007), à la fragmentation croissante des forêts, au réchauffement climatique et à l'augmentation des taux de CO₂ (Londre & Schnitzer 2006 ; Allen 2007).

La reconstitution spontanée des forêts méditerranéennes, qui se poursuit à large échelle sur les anciens terrains agricoles depuis une centaine d'années dans certains pays méditerranéens (dont la France) apparaît ici comme un atout intéressant pour limiter de telles invasions. En quelques siècles d'évolution spontanée et de stabilisation sylvigénétique sur de vastes surfaces, ces nouvelles forêts pourraient également offrir aux communautés lianescentes des conditions d'évolution un peu plus proches des conditions originelles que celles qui prévalent actuellement.

Remerciements

Les auteurs souhaitent remercier Javier Amigo-Vásquez du Laboratoire de botanique (faculté de pharmacie) de l'université de Santiago de Compostela (Espagne) pour leur avoir fourni des données et des conseils avisés sur l'écologie des lianes des Canaries et du Chili.

Références

- Ackerfield J. & Wen J., 2002. A morphometric analysis of *Hedera* L. (the ivy genus, Araliaceae) and its taxonomic implications. *Adansonia* 24, 2: 197-212.
- Allen B.P., 2007. *Vegetation dynamics and response to disturbance of floodplain forest ecosystems with a focus on lianas*. PhD thesis, Ohio State University, Columbus, Ohio.
- Arco del M., Perez de Paz P.L. & Wildpret W., 1987. Contribucion al conocimiento de los pinares de la isla de Tenerife. *Lazaroo* 7 : 67-84.
- Arco del M., Salas M., Acebes J.R., Marreo M., Reyes-Betancort J.A. & Perez-de-Pa P.L., 2002. Bioclimatology and climatophilous vegetation of Gran Canaria (Canary islands). *Ann. Bot. Fennici* 39: 15-41.
- Arnold C., Gillet F. & Gobat J.M. 1998. Situation de la vigne sauvage (*Vitis vinifera* ssp. *Silvestris*) en Europe. *Vitis* 37, 159-170.
- Arnquist G. & Wooster D., 1995. Meta-analysis: synthesizing research findings in ecology and evolution. *Tree* 10, 6: 236-240.
- Arrigo N. & Arnold C., 2007. Naturalized *Vitis* Rootstocks in Europe and consequences to native wild grapevine. *Plos One* 2: 6.
- Aubert G. & Thinon M., 1981. Phénomènes pédogénétiques survenant lors de la déforestation (après incendies ou coupes de bois abusives). *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille* 41 : 7-12.
- Baas R., Kelly D. & Sparrow, A.D., 1998. Liane distribution within native forest remnants in two regions of the south island, New Zealand. *New Zealand. J. Ecol.* 22, 1; 71-85.
- Balfour D.A. & Bond W.F., 1993. Factors limiting climber distribution and abundance in a southern African forest. *J. Ecol.* 81: 93-99.
- Barbero M., 1990. Méditerranée : bioclimatologie, sclérophyllie, sylvigénèse. *Ecol. Med.* XVI : 1-12.
- Barbero M. & Quézel P., 1994. Place, rôle et valeur historique des éléments laurifoliés dans les végétations préforestières et forestières ouest-méditerranéennes. *Ann. Bot.* LII : 81-133.
- Bensettiti F. & Lacoste A., 1999. Les ripisylves du nord de l'Algérie : essai de synthèse synsystématique à l'échelle de la Méditerranée occidentale. *Ecol. Med.* 25, 1 : 13-39.
- Blanc P., 2002. *Être plante à l'ombre des forêts tropicales*. Paris, Nathan, 429 p.
- Bohn U., Gollub G., Hettwer C., Neuhäuslova Z., Schlüter H. & Weber H., 2003. *Map of the natural vegetation of Europe*, Federal Agency for Nature Conservation, Bonn. 655 p.
- Brullo S., Costanzo E. & Tomaselli V., 2001. Étude phytosociologique sur les peuplements *Laurus nobilis* dans les Monts Iblei (Sicile sud-orientale). *Phytocoenologia* 31, 2 : 249-270.
- Caballé G., 1986. *Sur la biologie des lianes ligneuses en forêt gabonaise*. Thèse, Université sciences et techniques de Montpellier, Languedoc, 340 p.
- Cai Z.Q., Schnitzer S. & Gongers F., 2009. Seasonal differences in leaf-level physiology give lianas a competitive advantage over trees in a tropical seasonal forest. *Oecologia* 161: 25: 33.
- Camarasa J.L., Del Castillo M., Comelles M., Drucker G., Ferres L. et al. 2000. Mediterranean woodlands. *Encyclopedia of the Biosphere*, 5. 420 p.
- Castellanos A., 1991. Photosynthesis and gas exchange of vines. In: Putz F.E. & Mooney H.A (eds), *The biology of vines*. Cambridge University Press, Cambridge: 181-204.
- Chalabi N., 1980. *Analyse phytosociologique, phytosocioécologique, dendrométrique et dendroclimatologique des forêts de Quercus cerris L. ssp pseudo-cerris et contribution à l'étude taxinomique du genre Quercus L. en Syrie*. Thèse, Université Aix-Marseille III.
- Dahmani-Megrerouche M., 1998. *Les chênaies vertes en Algérie. Approche syntaxonomique, bioclimatique et syndynamique*. Thèse, Université Aix-Marseille III.
- Diaz S. & Cabido M., 1997. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *J. Veg. Sci.* 8, 463-474.
- Diaz S., Hodgson J.G., & Thompson K., 2004. The plant traits that drive ecosystems: evidence from three continents. *J. Veg. Sci.* 15: 295-304.
- Ewers F.W., Fisher J.B. & Fichtner K., 1991. Water flux and xylem structure in vines. In: Putz F.E. & Mooney H.A (eds), *The biology of vines*. Cambridge University Press, Cambridge: 127-160.
- Gamisans J., Gruber M. & Quézel P., 1983. Les forêts de *Castanea sativa*, *Alnus cordata* et *Ostrya carpinifolia* du massif du San Petrone (Corse). *Ecol. Med.* 9, 1 : 89-99.

- Gentry A.H., 1991. The distribution and evolution of climbing plants. In: P.E. Putz & H.A. Mooney (eds), *The biology of vines*, Cambridge University Press: 3-52.
- Grassi F., Lebra M., Imazio S., Ocete-Rubio R., Failla O., Scienza A. & Sala, F., 2006. Phytogeographical structure and conservation genetics of wild grapevine. *Conservation Genetics* 7: 837-845.
- Grivet D. & Petit R.J., 2002. Phylogeography of the common ivy *Hedera* sp. in Europe: genetic differentiation through space and time. *Mol. Ecol.* 11: 1351-1362.
- Hegarty E.E. & Caballé G., 1991. Distribution and abundance of vines in forest communities. In: Putz F.E. & Mooney H.A (eds), *The biology of vines*. Cambridge University Press, Cambridge: 313-335.
- Heijden van der G.M. & Phillips O.L., 2008. What controls liana success in Neotropical forests? *Global Ecol. Biog.* 1: 1-12.
- Jimenez-Castillo M., Wiser S.K. & Lusk C.H., 2007. Elevational parallels of latitudinal variation in the proportion of lianas in woody florals. *J. Biog.* 34: 163-168.
- Lapraz G., 1984. Les vestiges des forêts riveraines de la région de Nice. In : Cramer J. (ed.). Coll. Phyt IX *Les forêts alluviales*, Strasbourg, 1980 : 191-200.
- Lillis de M. & Mirgone E., 1994. Water relations of some Mediterranean evergreen sclerophylls: some considerations on sclerophylly and microphyllly. *Ecol. Med.* 20 (3/4) 39-49.
- Londre R.A. & Schnitzer S., 2006. The distribution of lianas and their change in abundance in temperate forests over the past 45 years. *Ecology* 87, 12: 2973-2978.
- Macia M.J., Ruokolainen K., Tuomisto H., Quisbert J. & Cala V., 2007. Congruence between floristic patterns of trees and liane in a southwest Amazonian rain forest. *Ecogeography* 30: 561-577.
- Metcalfe D.J., 2005. *Hedera helix* L. Biological flora of the British isles. *J. Ecol.* 93: 632-648.
- Mooney H.A. & Gartner B., 1991. Reserve economy in vines. In: Putz F.E. & Mooney H.A (eds), *The biology of vines*. Cambridge University Press, Cambridge: 127-160.
- Oldeman R.A.A., 1990. *Forests: elements of silvology*. Springer-Verlag, Berlin. 624 p.
- Palmer, M. W., 1993. Putting things in even better order: The advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology* 74: 2215-2230.
- Quézel P. & Shevock J., 1982. Essai de mise en parallèle de la zonation altitudinale des structures forestières de végétation entre la Californie méridionale et le pourtour méditerranéen. *Ecol. Med.* 8, 1 : 389-4.2.
- Quézel P. & Médail F., 2003. *Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier, 552 p.
- Raunkiaer C. 1934. *The life-forms of plants and statistical plant geography*. Oxford Univ. Press.
- Rivas-Martinez S., Wildpret W., Del Arco M., Rodriguez P.L., Perez de Paz A., Garcia Gallo J.R., Acebes T.E., Diaz T.E. & Fernandez-Gonzalez F., 1993. Las comunidades vegetales de la isla de Tenerife (islas Canarias). *Itinera Geobot.* 7: 169-374.
- Rundel P.W. & Franklin T., 1991. Vines in arid and semi-arid ecosystems. In: Putz F.E. & Mooney H.A (eds), *The biology of vines*. Cambridge University Press, Cambridge: 337-357.
- Schnitzer S.A., 2005. A mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. *Amer. Natur.* 166: 262-276.
- Schnitzer S.A., Dalling J.W. & Carson W.P., 2000. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap phase generation. *J. Ecol.* 88: 655-666.
- Schnitzer S.A. & Bongers F., 2002. The ecology of lianas and their role in forests. *Trends Ecol. Evol.* 17: 223-230.
- Schnitzler A., 1995. Community ecology of arboreal lianas in gallery forests of the Rhine valley, France. *Acta Oecol.* 16: 219-230.
- Schnitzler, A. & Heuzé, P. 2006. Ivy (*Hedera helix* L.) dynamics in riverine forests: effects of river regulation and forest disturbance. *For. Ecol. Manag.* 236, 1: 12-17.
- Schnitzler A., 2007. *Forêts alluviales d'Europe*. Tec et Doc Lavoisier, Paris, 387 p.
- Schnitzler A. & Carbiener R., 2006. Biodiversité comparée des ripisylves du Rhône et de ses affluents (Cèze, Ouvèze, Durance) dans la région méditerranéenne. *Forêt méditerranéenne* 27, 1 : 43-88.
- Ter Braak C.J. F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- Ter Braak C.J.F., 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69: 69-77.
- Vargas P., Mc Allister H., Morton C., Jury S.L. & Wilkinson, M.J., 1999. Polyploid speciation in *Hedera* (Araliaceae): phylogenetic and biogeographic insights based on chromosome counts and ITS sequences. *Plant Systematics Evol.* 219: 165-179.
- Wardle P., Ezcurra C., Ramirez C. & Wagstaff S., 2001. Comparison of the flora and vegetation of the southern Andes and New Zealand. *New Zealand J. Bot.*, 39: 69-108.

Références de l'Appendice 1

- Abi-Saleh B., 1978. *Étude phytosociologique, phytodynamique et écologique des peuplements sylvatiques du Liban*. Thèse, Faculté des Sciences et Techniques, Université Aix-Marseille.
- Aimé S., Bonin G., Chaabane A., Loisel R. & Saoudi H., 1986. Notes phytosociologiques nord-africaines. Contribution à l'étude phytosociologique des zénaies du littoral algéro-tunisien. *Ecol. Med.* 12. 3-4 : 113-131.
- Akman Y., Barbero M. & Quézel P., 1978. Contribution à l'étude de la végétation forestière de l'Anatolie méditerranéenne. *Phytocoenologia* 5 : 1-79.
- Akman Y., Barbero M. & Quézel P., 1979. Contribution à l'étude de la végétation forestière de l'Anatolie méditerranéenne. *Phytocoenologia* 5 : 189-276 et 277-346.
- Akman Y., Quézel P., Ketenoglu O. & Kurt L., 1993. Analyse syntaxinomique des forêts de Liquidambar orientalis en Turquie. *Ecol. Med.* XIX, 1/2 : 49-57.
- Allier C. & Lacoste A., 1980. Maquis et groupements végétaux de la série du chêne vert dans le bassin du Fango (Corse). *Ecol. Med.* 3 : 59-81.
- Bachetta G., Bagella S., Blondi E., Farris E., Filigheddu R. & Mossa L., 2009. Vegetazione forestale e serie di vegetazione della Sardegna (con rappresentazione cartografica alla scala 1:350 000). *Fitosociologia* 46, 1, suppl. 1.

- Barbero M., 1990. Méditerranée : bioclimatologie, sclérophylle, sylvigénèse. *Ecol. Med.* 16 : 1-12.
- Barbero M., Chalabi N., Nahal I. & Quézel P., 1976. Les formations à conifères méditerranéens en Syrie littorale. *Ecol. Med.* 2 : 87-99.
- Barbero M. & Quézel P., 1976. Les groupements forestiers de Grèce centro-méridionale. *Ecol. Med.* 2 : 3-86.
- Barbero M. & Quézel P., 1979. Contribution à l'étude des groupements forestiers de Chypre. *Doc. Phyt.* 4 : 10-33.
- Barbero M. & Quézel P., 1980. La végétation forestière de Crète. *Ecol. Med.* 5 : 175-188.
- Barbero M. & Bonin G., 1980. La végétation de l'Apennin septentrional. Essai d'interprétation synthétique. *Ecol. Med.* 5 : 273-313.
- Barbero M., Quézel P. & Rivas-Martinez S., 1981. Contribution à l'étude des groupements forestiers et préforestiers du Maroc. *Phytocoenologia* 9 : 311-412.
- Barbero M. & Loisel R., 1983. Les chênaies vertes du sud-est de la France méditerranéenne. Valeurs phytosociologiques, dynamiques et potentielles, *Phytocoenologia* 11, 2 : 225-244.
- Barbero M. & Miglioretti A., 1984. Étude comparée de la densité des peuplements de chêne vert en relation avec leur composition floristique ; Application à la forêt domaniale de la Gardiole de Rians (Var). *Ecol. Med.* 10, 2 : 206-229.
- Barbero M., Quézel P. & Benabid A., 1987. Contribution à l'étude des groupements forestiers et préforestiers du Haut Atlas oriental (Maroc). *Ecol. Med.* 13, 1/2 : 107-117.
- Barbero M. & Quézel M., 1994. Place, rôle et valeur historique des éléments laurifoliés dans les végétations préforestières et forestières ouest-méditerranéennes. *Ann. Bot.* LII : 81-133.
- Benabid A., 1982. *Études phytoécologiques, biogéographiques et dynamique des associations et séries silviques du Rif occidental (Maroc)*. Thèse, Université Aix-Marseille III, St-Jérôme, Marseille.
- Bensettiti F., 1992. Approche phytosociologique des aulnaies de la région d'El Kala (Algérie). *Doc. Phyt.* 14 : 231-240.
- Bensettiti F. & Lacoste A., 1999. Les ripisylves du nord de l'Algérie : essai de synthèse synsystématique à l'échelle de la Méditerranée occidentale. *Ecol. Med.* 25, 1 : 13-39.
- Bonin G., 1978. *Contribution à la connaissance de la végétation des montagnes de l'Apennin centro-méridional*. Thèse, Université Aix-Marseille III.
- Boucher C., 1984. Contribution à l'étude de la végétation climacique et paraclimacique de l'Andalousie (Espagne). *Ecol. Med.* X, 1-2 : 293-304.
- Braun-Blanquet J., Pinto da Silva A., & Rozeira A., 1956. Résultats de deux excursions géobotaniques à travers le Portugal septentrional et moyen. II Chênaies à feuilles caduques et chênaies à feuilles persistantes au Portugal. *STGMA comm.* N° 135, Agro. Lusitana, 18, 3 : 167-234.
- Brullo S. & Guarino R., 1998. The forest vegetation from the Garda lake (N. Italy). *Phytocoenologia* 28, 3 : 319-255.
- Brullo S. & Spampinato G., 1990. La vegetazione dei corsi d'acqua della Sicilia. *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.* 23, 336 : 119-252.
- Burrichter E., 1979. *Quercus ilex* Wälder am Golf von Porto auf Korsika. *Doc. Phyt.* 4 : 147-156.
- Chalabi N., 1980. *Analyse phytosociologique, phytosocioécologique, dendrométrique et dendroclimatologique des forêts de Quercus cerris L. ssp pseudo-cerris et contribution à l'étude taxinomique du genre Quercus L. en Syrie*. Thèse, Université Aix-Marseille III.
- Dahmani Megrerouche M., 1998. *Les chênaies vertes en Algérie. Approche syntaxonomique, bioclimatique et syndynamique*. Thèse, Université Aix-Marseille III.
- Dierschke H., 1975. Die Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*) Uferwälder Korsikas. *Phytocoenologia* 2, 3/4 : 229-243.
- Dierschke H., 1984. Zur syntaxonomischen Stellung und Gliederung der Ufer und Auenwälder Südeuropas. In : Cramer, J. (éd.). Coll. Phyt. 9, *Les forêts alluviales*, Strasbourg, 1980, 115-130.
- Francalancia C. & Orsomando E. 1984. Les forêts riveraines de la Valnerina (Italie centrale). In : Cramer, J. (ed.). Coll. Phyt. 9, *Les forêts alluviales*, Strasbourg, 1980, 155-160.
- Gafta D. & Pedrotti F., 1995. Tipizzazione di due nuove associazioni forestali ripariali per la penisola italiana. *Doc. Phyt.* 15 : 413-415.
- Gamisans J., 1991. *La végétation de la Corse*. Éditions des conservatoires et jardins botaniques. Ville de Genève, Édisud, 391 p.
- Gamisans G. & Hébrard J.P., 1979. À propos de la végétation des forêts d'Épire et de Macédoine grecque occidentale. *Doc. Phyt.* 4 : 289-327.
- Gamisans J. & Gruber M., 1980. À propos de certains peuplements forestiers de la Drôme. *Ecol. Med.* 5 : 83-112.
- Gamisans J., Gruber M. & Quézel P., 1983. Les forêts de *Castanea sativa*, *Alnus cordata* et *Ostrya carpinifolia* du massif du San Petrone (Corse). *Ecol. Med.* 9, 1 : 89-99.
- Gellini R., Pedrotti F. & Venanzoni R., 1986. Le associazioni forestali ripariali e palustri della selva di San Rossore (Pisa). *Doc. Phyt.* 10 (II) : 27-41.
- Gradstein S.R. & Smittenberg J.H., 1977. The hydrophilous vegetation of western Crete. *Vegetatio* 34, 2 : 65-86.
- Grivet D. & Petit R.J. 2002. Phylogeography of the common ivy (*Hedera* sp.) in Europe: genetic differentiation through space and time. *Molecular Ecology* 11 : 1351-1362.
- Guinochet M., 1980. Essai sur quelques syntaxons des *Cisto-Rosmrimetea* et des *Quercetea ilicis* d'Algérie et de Tunisie. *Phytocoenologia* 7 : 436-466.
- Izco J., Fernandez F. & Molina A., 1984. Elorden Tamaricetalia Br. Bl. Bolos 1957 y su aplicación con los tarayales hiperhalofilos. *Doc. Phyt.* 81 : 377-392.
- Karpati I. & Karpati V., 1961. Die Zönologischen Verhältnisse der Auenwälder Albanien. *Acta Bot.* 7, 3-4 : 235-301.
- Kutbay H.G., Kilinc M. & Kandemir A., 1998. Phytosociological and ecological structure of *Fraxinus angustifolia* ssp *oxycarpa* forests in the central Black Sea region. *Tr. J. Botany* 22 : 157-162.
- Lapraz G., 1966. Recherches phytosociologiques en Catalogne. Les vestiges de la végétation primitive des rivières et des ruisseaux dans l'étage bioclimatique méditerranéen subhumide. *Collectanea Botanica* 4, 20 : 548-557.
- Lapraz G., 1984. Les vestiges des forêts riveraines de la région de Nice. In : Cramer, J. (ed.). Vaduz, Coll. Phyt. IX *Les forêts alluviales*, Strasbourg, 1980 : 191-200.

- Manzi A., 1988. Relitto di bosco ripariale lungo il corso planiziare del fiume Sangro (Italia centrale). *Doc. Phyt.* 11 : 562-571
- Meddour R. & Ouzuo T., 2002. Bioclimats, étages et séries de végétation de l'Alas Blidéen (Algérie). *Phytocoenologia* 32, 1 : 101-128.
- Molinier R., 1967. La végétation des gorges du Verdon. *Bull. Museum Hist. Nat. Marseille* 27 : 5-48.
- Molinier R. & Molinier R., 1955. Observations sur la végétation littorale de l'Italie occidentale et de la Sicile. *Archivio Botanico* 31, 15, 3 : 1-35.
- Nègre R., 1984. Dynamique végétale de l'Ouvèze. In: Cramer, J. (ed.). *Coll. Phyt 9 Les forêts alluviales*, Strasbourg, 1980 : 171-190.
- Nero C., Costa J.C., Capelo J., Gaspar N. & Monteiro-Henriques T., 2007. Os sobreiros da bacia Cenozoica do Tejo (Provincia lusitano-Andaluzita litoral), Portugal. *Acta Bot. Malacitana* 21 : 1-7.
- Paradis G. 1993. Les formations à *Juniperus phoenicea* et à *Juniperus oxycedrus* subsp. *macrocarpa* sur le littoral de la Corse. *Coll. Phyt.* 20 : 345-358.
- Poli E. & Maugeri G. 1974. I boschi di Leccio del versante nordoccidentale dell'Etna. *Bollettino delle Sedute dell'Accademia Gioenia di Scienze naturali in Catania* 4, 12, 5-6 : 741-759.
- Quézel P. 1956. Contribution végétale des hautes montagnes de l'Afrique du Nord. *Mém. Hist. Nat. Soc. Afrique Nord* 1, 1-57.
- Quézel P., Barbero M., Akman Y. 1980. Contribution à l'étude de la végétation forestière d'Anatolie septentrionale. *Phytocoenologia* 8 : 365-519.
- Quézel P., Barbero M. & Benabid I., 1987. Contribution à l'étude des groupements forestiers et préforestiers du Haut Atlas oriental (Maroc). *Ecol. Med.* 13, 1/2 : 107-117.
- Regato P., Gamisans J. & Gruber M., 1995. A syntaxonomical study of *Pinus nigra* subsp. *salzmanii* forests in the Iberian peninsula. *Phytocoenologia* 25, 4: 561-578.
- Reif A. & Löblich-Illis K., 1999. Sind di Rotbuchenwälder im Pieria-Gebirge (Nordgriechenland) höhenzonal oder extrazonal? Eine Studie zum Übergang zwischen temperaten und submediterranen Wäldern in Norgriechenland. *Phytocoenologia* 29, 1: 87-146.
- Rivas-Martinez S., Lousa M., Diaz T., Fernandez F. & Costa J., 1990. La vegetation del sur de Portugal (Sado, Alentejo y Algarve). *Itinera Geobot.* 3 : 5-126.
- Rivas-Martinez S., Costa M. & Loidi J., 1992. La vegetation de las islas de Ibiza y Formentera (Islas Baleares, Espana). *Itinera Geobot.* 6 : 99-235.
- Schnitzler A. & Carbiener R., 2006 Biodiversité comparée des ripisylves du Rhône et de ses affluents (Cèze, Ouvèze, Durance) dans la région méditerranéenne. *Forêt méditerranéenne* 27, 1 : 43-88
- Schnitzler A. & Heuzé P. 2006. Ivy (*Hedera helix* L.) dynamics in riverine forests. Effects of river regulation and forest disturbance. *For. Ecol. and Manag.* 236, 1: 12-1.
- Silc U., 2003. Vegetation of the class Salicetea purpureae in Dolenjska (SE Slovenia). *Fitosociologica* 40, 2: 3-27.
- Vukelic J., 1991. Synökologische Charakterisierung und syntaxonomische Einordnung von Caricion-Gesellschaften Nordkroatiens. *Phytocoenologia* 19, 4: 519-546.

Les cours d'eau méditerranéens à régime de soutien karstique

Spécificités écologiques et hydrobiologiques

Mediterranean-type streams supplied from karstic aquifers Ecological and hydrobiological characteristics

Jean GIUDICELLI¹, Georges OLIVARI²

1. 945, avenue du 21 Août 1945, F-13400 Aubagne
jb.giudicelli@wanadoo.fr

2. Maison régionale de l'eau, F-83670 Barjols
mrepaca@club-internet.fr

Résumé

Les cours d'eau à régime karstique sont alimentés par des aquifères souterrains.

Leurs caractéristiques physico-chimiques sont :

- la faible variabilité des débits, car les apports d'eau souterraine assurent des débits réguliers avec des étiages peu marqués et des crues modérées;
- la température de l'eau, basse et constante sur la totalité ou sur une partie importante du cours;
- la minéralisation élevée des eaux de surface, avec de fortes teneurs en calcium.

Ces caractéristiques confèrent aux cours d'eau karstiques des spécificités écologiques et faunistiques originales, atypiques dans le contexte régional méditerranéen.

Le présent article porte sur quatre cours d'eau à régime karstique : l'Argens (Var), la Siagne et le Loup (Alpes-Maritimes), les Sorgues (Vaucluse). Il met en évidence leur originalité hydroécologique et surtout les particularités de leur peuplement analysées à travers la faune de macroinvertébrés.

La communauté des invertébrés de ces cours d'eau karstiques est dominée en effectifs par des taxons qui nécessitent une concentration importante en calcium (Crustacés Gammaridae, Coléoptères Elmidae, Gastéropodes).

Une des particularités faunistiques les plus remarquables, commune à ces cours d'eau, est la présence d'espèces sténothermes d'eau froide qui vivent habituellement dans le crénel et le rhithral des cours d'eau de montagne, à des altitudes bien supérieures à celles où elles ont été récoltées dans les cours d'eau karstiques.

Une analyse comparative du statut écologique de 11 espèces sténothermes, que l'on trouve à la fois dans les cours d'eau de régime karstique et dans les cours d'eau de type méditerranéen, a été réalisée.

De plus, les cours d'eau recevant les apports des systèmes karstiques hébergent des populations qui, du fait de leur caractère sténotherme, se sont trouvées isolées par rapport aux cours d'eau méditerranéens adjacents. Ceci explique la présence d'espèces endémiques.

En définitive, les cours d'eau de régime karstique, bien qu'ils soient assez nombreux, sont atypiques dans la région méditerranéenne. On y trouve des conditions hydrologiques, thermiques et des peuplements (ripisylves, biocénoses, populations) qui sont habituellement présents dans des cours d'eau de montagne et dans des cours d'eau médio-européens.

Abstract

Seasonality and variability in rainfall is the principal attribute of Mediterranean-type climate. As a consequence, Mediterranean-type streams exhibit strong seasonal variability which can lead to extreme conditions of flooding and drying.

Large areas of karst geology occur in the Mediterranean region, consequently large amounts of water may be stored in subterranean aquifers; so, many karstic streams occur in Mediterranean-climate areas. Karstic streams are lotic habitats supplied from underground water in contrast to surface run-off, and this gives them some characteristics quite different from those of other true Mediterranean

Mots clés : eaux courantes, karst, hydrologie, température, chimie des eaux, hydrobiologie, invertébrés, sud-est France.

Keywords: running waters, karst system, thermic, chemistry, hydrobiology, benthic invertebrates, south-east France.

streams; mainly, water conditions are more regular and uniform.

Karstic streams, vary little in flow volume and temperature all year round (the temperature fluctuates by only a few degrees, even in areas with cold winters and warm summers; summer temperatures seldom exceed 20°C). Moreover, water issuing from sedimentary rocks, such as limestones, contains large amount of dissolved salts, notably calcium bicarbonate; these streams are liable to deposit calcium carbonate (tufa concretions).

The present paper concerns four karstic water-courses in Provence (South-East France); it relates the influence of the ground water supplying on hydrology, ecology and hydrobiology of streams issuing from limestone formations.

The peculiarities of these streams and the specificities of their animal community, analyzed through the knowledge of their macroinvertebrate fauna, are pointed out.

In the studied karstic streams, the invertebrate community is dominated in numbers by taxa (Crustacea Gammarus, Coleoptera Elmidae, Gasteropoda) regularly found in strongly mineralized water-courses with high Ca contents; these taxa have always been found associated. In addition to that, two species of Diptera Simuliids, Simulium xanthinum and S. galloprovinciale, occur on tufa (from Spain to Libanon).

One of the most noteworthy faunal peculiarity, common to karstic hydrologic regime water-courses, is the occurrence of a lot of cold-stenothermous invertebrates which usually live at higher altitudes in mountain streams and in springs. Their occurrence in Mediterranean streams at middle and low altitudes is atypic. This peculiarity is correlated with thermal regime of the karstic streams which appear as cold enclaves in the Mediterranean region.

The ecology of 11 cold-stenothermous species (1 Planarian, 3 Ephemeroptera, 2 Plecoptera, 4 Trichoptera, 1 Blepharicerid) which are both inhabitants of karstic and of non-karstic streams in the same mediterranean region (South-East France) is compared.

The invertebrate community of karstic streams also contains some endemic species. The most worthy of note is Rhyacophila vallisclusae, a caddisfly (Trichoptera) which lives in the upper reach of the river Sorgue. This species, belonging to the European group of R. vulgaris, is clearly distinguished from all species in this group by the strongly marked brachyptery of specimens; it appears to be a relic remnant of an ice age fauna which could survive in an aquatic environment characterized by its remarkable cold stenothermy.

Introduction

Le présent travail exploite les résultats d'une série d'études écologiques et hydrobiologiques réalisées par la Maison régionale de l'eau (Barjols, département du Var) sur plusieurs cours d'eau du sud-est de la France, en région Provence-Alpes-Côte d'Azur (région PACA).

Ces études faisaient suite aux demandes d'organismes publics : Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, région Provence-Alpes-Côte d'Azur (convention pour la création de savoir et d'information scientifiques sur l'eau en région PACA), Syndicat mixte d'aménagement de la vallée de la Durance, Syndicat mixte des Sorgues, Syndicat intercommunal de la Haute Siagne, Parc national du Mercantour, Parc naturel régional du Verdon, Parc naturel régional du Queyras, mise en œuvre de la Directive cadre sur l'eau (caractérisation des cours d'eau méditerranéens).

Les spécificités du climat de la région induisent des régimes hydrologiques très contrastés. La variabilité saisonnière et interannuelle du régime hydrologique est le trait caractéristique de la plupart des cours d'eau méditerranéens (Gasith & Resh 1999). Les cours d'eau à régime karstique, nombreux en région méditerranéenne, ont un régime plus stable et plus régulier, avec des étiages peu marqués et des crues modérées.

En France, une large surface de la région méditerranéenne est constituée par des terrains calcaires. En Provence, les grandes étendues calcaires sont favorables aux phénomènes karstiques (Nicod 2000). L'eau stockée dans les karsts provient principalement des précipitations qui tombent directement sur les massifs calcaires puis s'infiltrent par les fissures.

Les réservoirs karstiques alimentent de nombreux cours d'eau et leur assurent un écoulement permanent au cours de l'année par l'intermédiaire de sources associées aux pertes karstiques dans le lit.

Nous retiendrons, comme exemples types, quatre cours d'eau à régime de soutien karstique situés dans le sud-est de la France : l'Argens dans le département du Var, la Siagne et le Loup dans le département des Alpes-Maritimes, les Sorgues dans le département de Vaucluse (carte, figure 1). Nous considérons ces rivières comme représentatives de ce type de cours d'eau.

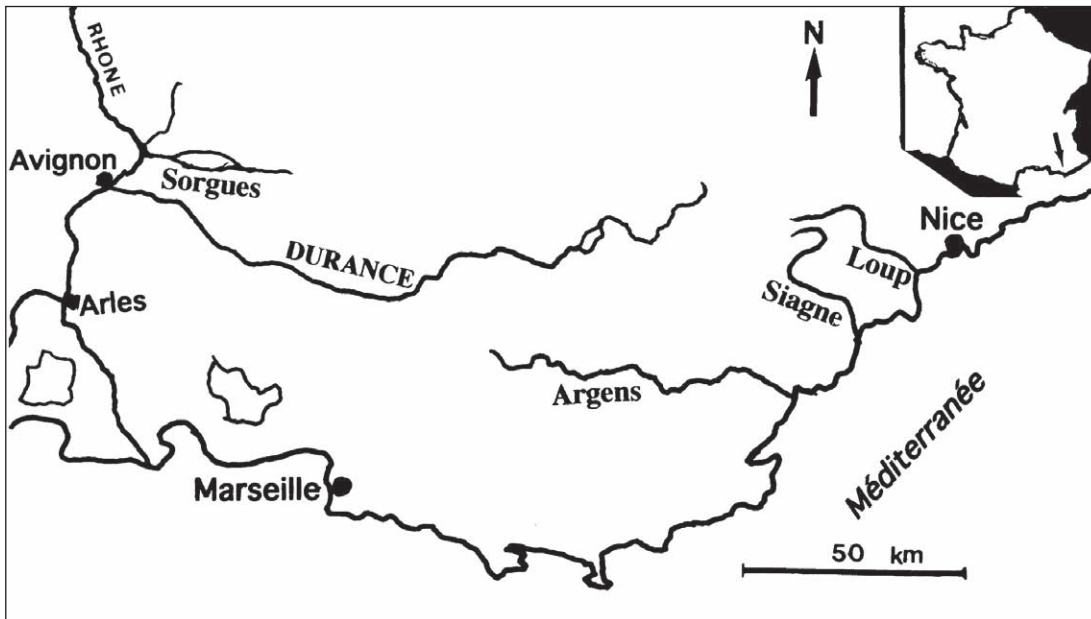


Figure 1 – Carte des cours d'eau karstiques étudiés (Argens, Siagne, Loup, Sorgues).
 Figure 1 – Map of the studied karstic rivers (Argens, Siagne, Loup, Sorgues).

Les spécificités des cours d'eau karstiques méditerranéens résultent de trois particularités environnementales.

L'hydrologie

Elle est marquée par une réponse différée aux précipitations. La variabilité des débits est faible car les apports d'eau depuis le système karstique assurent des débits réguliers. La part des sources et des résurgences dans l'écoulement général est en moyenne voisine de 50 % et elle représente souvent presque la totalité des débits disponibles en été.

Il faut noter aussi que la végétation riveraine, n'étant pas affectée par l'action destructrice de crues régulières, a évolué vers des stades matures sous la forme ripisylves arborescentes, assez rares en région méditerranéenne.

La température de l'eau

Les valeurs sont basses et constantes. Ceci a pour conséquence que ces cours d'eau sont, en totalité ou en partie, des enclaves froides en région méditerranéenne.

L'hydrochimie

La nature du substrat géologique (terrains sédimentaires du Trias et du Secondaire) est la cause de la minéralisation élevée des eaux de surface avec de fortes teneurs en calcium. Les valeurs de la conductivité électrique sont généralement très élevées, dès la source.

L'exemple de l'Argens est significatif : sur l'ensemble du cours, les valeurs sont supérieures à $1000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; dans les Sorgues, elles sont comprises entre 400 et $600 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. La dureté totale ($\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}$) est comprise entre 105 et $160 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ dans l'Argens, entre 70 et $100 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ dans les Sorgues, valeurs qui correspondent à des eaux dures.

De plus, dans la plupart des cours d'eau karstiques, ces composantes hydrochimiques génèrent des encroûtements et la formation de travertins sur l'ensemble ou sur une partie du réseau hydrographique. Dans le cours supérieur et le cours moyen de la Siagne et du Loup, le phénomène d'incrustation concerne l'ensemble du chenal. Tous les éléments constitutifs du lit mouillé (roche mère, blocs, cailloux, galets, graviers) sont cimentés par les dépôts de carbonate de calcium ; l'encroûtement est plus important au niveau des rapides et des cascades, où le dégazage du CO_2 libre est plus intense et provoque ainsi le plus fort taux de précipitation de carbonate de calcium.

Les caractéristiques physiques générales des 4 cours d'eau étudiés sont présentées dans le tableau 1.

En Provence, les rivières issues d'exurgences karstiques ont une grande importance économique. La plupart sont à usages multiples et ont fait l'objet d'aménagements souvent anciens pour l'alimentation en eau potable (le Loup et la Siagne pour l'alimentation des villes de Cannes et de Grasse), pour l'irrigation et même pour la production hydroélectrique (le Loup).

Tableau 1 – Caractéristiques physiques des cours d'eau karstiques étudiés.**Table 1 – Physical characteristics of the studied karstic streams.**

	Argens	Siagne	Loup	Sorgues
Longueur du cours principal	114 km	44 km	48 km	36 km
Superficie du bassin versant	2 800 km ²	540 km ²	283 km ²	1 150 km ²
Altitude de la source	270 m	630 m	1 240 m	entre 78 et 83 m
Pente moyenne (m.km ⁻¹)	2,35	14,34	25,35	0,4
Débit à la source (m ³ .s ⁻¹)	0,6-2	1,8	3,1-3,5	4 à 120
Température de la source (°C)	14,5-16	12	6,2-14	11,8-13

Deux types de prélèvements de faune benthique ont été réalisés :

- prélèvements quantitatifs : les invertébrés ont été récoltés avec un filet type Surber (vide de maille de 250 µm) permettant d'échantillonner des surfaces de substrat de 0,1 m² ; en fonction de l'hétérogénéité du substrat, 4 ou 5 habitats ont été échantillonnés par station ;
- prélèvements qualitatifs : au filet entomologique et au piège lumineux (chasses de nuit) pour la capture d'insectes adultes, ces organismes étant nécessaires pour la détermination au niveau de l'espèce de la plupart des groupes d'insectes à larves aquatiques.

Résultats. Écologie et hydrobiologie des cours d'eau étudiés

L'importance de l'alimentation par les réservoirs karstiques confère à ces cours d'eau une forte spécificité écologique et faunistique. Nous précisons leur originalité hydroécologique et surtout nous analyserons les particularités de leur peuplement à travers un inventaire critique de leur faune de macroinvertébrés benthiques.

Les particularités hydrologiques, thermiques et chimiques des cours d'eau karstiques déterminent la présence d'espèces, de groupes d'espèces caractéristiques de ce type de cours d'eau et la dominance de certains taxons.

Les données les plus complètes dont nous disposons résultent de mesures et de prélèvements réalisés entre 1987 et 2002. Pour chaque cours d'eau karstique retenu, nous présenterons les principales composantes environnementales (organisation du réseau hydrographique, hydrologie, température et chimie des eaux). L'analyse de leur peuple-

ment de macroinvertébrés a pour but de le comparer avec celui des cours d'eau non karstiques de la région du Sud-Est et de mettre en évidence les caractères distinctifs des deux types de cours d'eau.

Les espèces d'invertébrés caractéristiques des cours d'eau à influence karstique en région Provence-Alpes-Côte d'Azur (sud-est de la France) sont exposées dans le tableau (annexe en fin d'article).

L'Argens (Var)

Fleuve côtier long de 114 kilomètres, il naît à 270 mètres d'altitude et aboutit dans le golfe de Fréjus (carte, figure 2). Son bassin versant, entièrement contenu dans le département du Var, occupe plus de la moitié de la superficie du département. La partie à dominante calcaire, à l'ouest et au nord du bassin, est le domaine de réservoirs karstiques importants dont l'influence s'exerce principalement sur le secteur du haut Argens.

L'Argens a déjà fait l'objet d'une étude écologique et hydrobiologique (Giudicelli, Dia & Légier 1980). Dans cette étude, les mesures et prélèvements portent sur 11 stations échelonnées le long du cours d'eau principal. Cependant, l'importance et le rôle des apports d'eau karstique sur les différents compartiments de l'écosystème (température, chimie des eaux, biocénose) n'ont pas été pris en compte dans ce travail. Dans le présent article, nous nous proposons d'apporter des compléments et des précisions dans ce domaine.

La source de l'Argens draine le plateau jurassique d'Ollière. Elle est importante par sa taille et son débit. Elle est constituée d'une grande vasque (environ 150 m²) suivie d'un ruisseau émissaire où la vitesse du courant est comprise entre 30 cm.s⁻¹ et 150 cm.s⁻¹ et dont le débit moyen mensuel peut varier de 0,6 à 2 m³.s⁻¹. La réserve karstique de la source de l'Argens a été estimée à 5 millions de m³

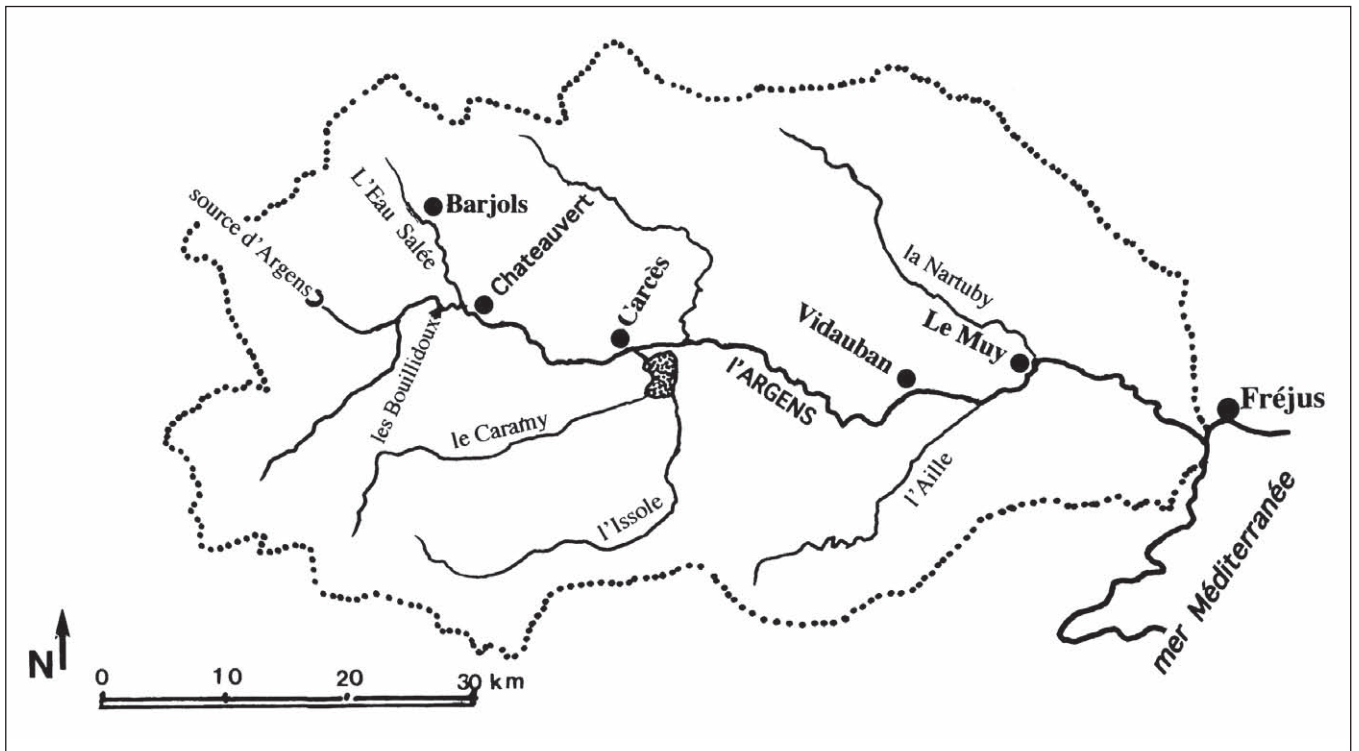


Figure 2 – Carte du réseau hydrographique de l'Argens.

Figure 2 – Map of the hydrographic network of the Argens river.

(Nicod 1988). Elle se remplit en hiver et au printemps ; le déstockage a lieu en été.

En aval du secteur initial, l'Argens reçoit, en divers points de son cours, des apports provenant du réseau karstique. Les plus importants sont les sources dites « les Bouillidoux » (où l'eau sort en bouillonnant), situées à 17 km en aval de la source officielle. Le débit important de ces exurgences fait que leur influence est ressentie sur plusieurs kilomètres en aval. Elles assurent le soutien du débit d'étiage.

Température des eaux

À la source, la température reste constante, voisine de 15 °C tout au long de l'année. L'influence thermique de la source ne porte que sur les premiers kilomètres du cours. À une dizaine de kilomètres de la source, la rivière s'élargit (environ 8 mètres de large au niveau du village de Brue-Auriac) et l'amplitude thermique annuelle atteint 10 °C (minimum 8 °C, maximum 18 °C).

En aval des Bouillidoux, l'écart thermique annuel se réduit (entre 6 °C et 7 °C). Dans le cours moyen, il augmente (entre 10 °C et 12 °C), les maximums d'été restant inférieurs à 20 °C. Dans le cours inférieur, en plaine, le maximum thermique d'été est compris entre 21 °C et 25 °C.

Chimie des eaux

Les eaux sont très minéralisées. La conductivité électrique est de l'ordre de 560 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ à la source.

Elle augmente fortement en aval des Bouillidoux (4 350 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) ; ici, à l'influence karstique s'ajoute l'influence d'évaporites (gypse, dépôts de sulfates solubles du Trias). Dans le cours inférieur, la conductivité électrique reste encore élevée (2 200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

La teneur en calcium est comprise entre 110 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ et 128 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ à la source ; elle passe à 150 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ dans le secteur des Bouillidoux.

Le peuplement de macroinvertébrés

Le peuplement de la rivière est influencé par les apports karstiques qui maintiennent un débit permanent, une eau fraîche, autant d'éléments qui assurent une bonne qualité d'habitat.

L'inventaire des invertébrés benthiques (Planaire, Hirudinées, Mollusques, Crustacés, Éphéméroptères, Plécoptères, Odonates, Héteroptères, Coléoptères, Trichoptères, Diptères) compte 115 espèces (Giudicelli *et al.* 1980). Dans le secteur amont 82 espèces ont été inventoriées. Ces valeurs témoignent de la richesse faunistique et de la grande biodiversité de ce type de cours d'eau.

La forte minéralisation des eaux favorise certains taxons qui nécessitent une concentration importante en calcaire. La communauté des invertébrés des cours d'eau de régime karstique est dominée en effectifs par les Crustacés Amphipodes Gammaridae, les Coléoptères Elmidae, les Gastéropodes. Des précisions sur ces groupes dominants sont apportées plus loin.

Dans cette faune, plusieurs espèces sténothermes d'eau froide ont été identifiées. Elles se situent, d'une part, au niveau de la source officielle et du secteur initial de l'Argens et, d'autre part, à une vingtaine de kilomètres plus en aval, sous l'effet de l'apport des eaux karstiques au niveau des Bouillidoux.

Les espèces suivantes entrent dans cette catégorie :

- *Polycelis felina* (Dalyell) (Planaire) ;
- *Ecdyonurus forcipula* Pictet (Éphéméroptère) ;
- *Perla marginata* Panzer (Plécoptère) ;
- *Agapetus cravensis* Giudicelli, *Synagapetus dubitans* McLachlan, *Plectrocnemia conspersa* Curtis, *Rhyacophila pubescens* Pictet, *Rhyacophila vulgaris* Pictet, *Tinodes pusillus* McLachlan, *Halesus radiatus* Curtis, *Odontocerum albicorne* Scopoli, *Silo nigricornis* Pictet (Trichoptères) ;
- *Elmis aenea* (Müller), *Limnius volckmari* (Panzer) (Coléoptères Elmidés).

Ces espèces habitent régulièrement les sources et aussi le secteur initial (crenal + épirhithral) des réseaux hydrographiques de la Provence calcaire. Elles figurent dans le tableau 2.

L'écoulement permanent et les apports d'eaux froides expliquent aussi la présence et le maintien, dans le haut Argens et dans le secteur des Bouillidoux, de quelques espèces sténothermes dont le cycle de développement est supérieur à un an, telles que *Perla marginata* et *Ecdyonurus forcipula*.

La Siagne (Alpes-maritimes)

Ce cours d'eau côtier délimite les départements des Alpes-Maritimes et du Var (carte, figure 3) ; son bassin hydrographique est intégré dans le département des Alpes-Maritimes. Il prend naissance à partir de plusieurs émergences de type vaclusien. La source principale est située à 630 mètres d'altitude, au fond d'un amphithéâtre, au pied des massifs de l'Audibergue et du Thiey.

La Siagne amont et ses deux affluents du cours supérieur (la Siagne de la Pare et la Siagnole), taillés dans les calcaires jurassiques des Préalpes de Grasse, s'enfoncent dans de profondes gorges (plus de 400 mètres de profondeur par endroits).

Ces eaux, riches en carbonates de calcium, sont à l'origine de magnifiques dépôts de tuf formant de belles cascades pétifiantes. Après un cours de 44 km, la rivière se jette dans la Méditerranée, dans le golfe de la Napoule à Mandelieu (figure 3).

La Siagne a un régime hydraulique particulier car elle subit des prélèvements pour les aménagements hydroélectriques, l'alimentation en eau potable ou l'usage agricole. Ainsi, la source de la Siagne alimente l'usine hydroélectrique de Saint-Cézaire-sur-Siagne depuis 1906.

On distingue trois parties dans le cours de la rivière.

- **La haute Siagne**, de la source jusqu'à la confluence de la Siagnole. La rivière s'enfonce dans des gorges dominées par des reliefs qui culminent à 1 100 mètres.

- **La Siagne moyenne**, de la confluence de la Siagnole à la confluence du Biançon. Dans ce secteur, le cours de la Siagne entaille des plateaux calcaires subhorizontaux de 400 à 500 mètres d'altitude et atteint presque le sous-bassement triasique, à un niveau qui reçoit les circulations karstiques actives.

Dans ces deux parties, la rivière, caractérisée par une forte pente (3,5 %), a une allure et un régime torrentiels. Elle est alimentée par les principales sources karstiques du réseau :

- la source de la Siagne, avec un débit moyen de 1 800 litres/s ;
- les sources de la Pare avec un débit moyen de 600 litres/s.

Elles sont en partie captées pour alimenter la région de la ville de Grasse. La haute Siagne et la Siagne moyenne alimentent la Côte d'Azur en eau potable par le canal de la Siagne ; les sources de la Siagnole desservent l'agglomération de Fréjus-Saint-Raphaël.

- **La Siagne inférieure**, en aval d'Auribeau, la rivière prend une allure fluviale. Elle coule en plaine avec une pente moyenne de 0,7 %.

Huit stations de mesures et de prélèvements ont été retenues :

- trois sur la haute Siagne (S1, S2, S3) ;
- trois sur la partie moyenne (S4, S5, S6) ;
- deux sur la Siagne inférieure (S7 en amont d'Auribeau, S8 en aval d'Auribeau).

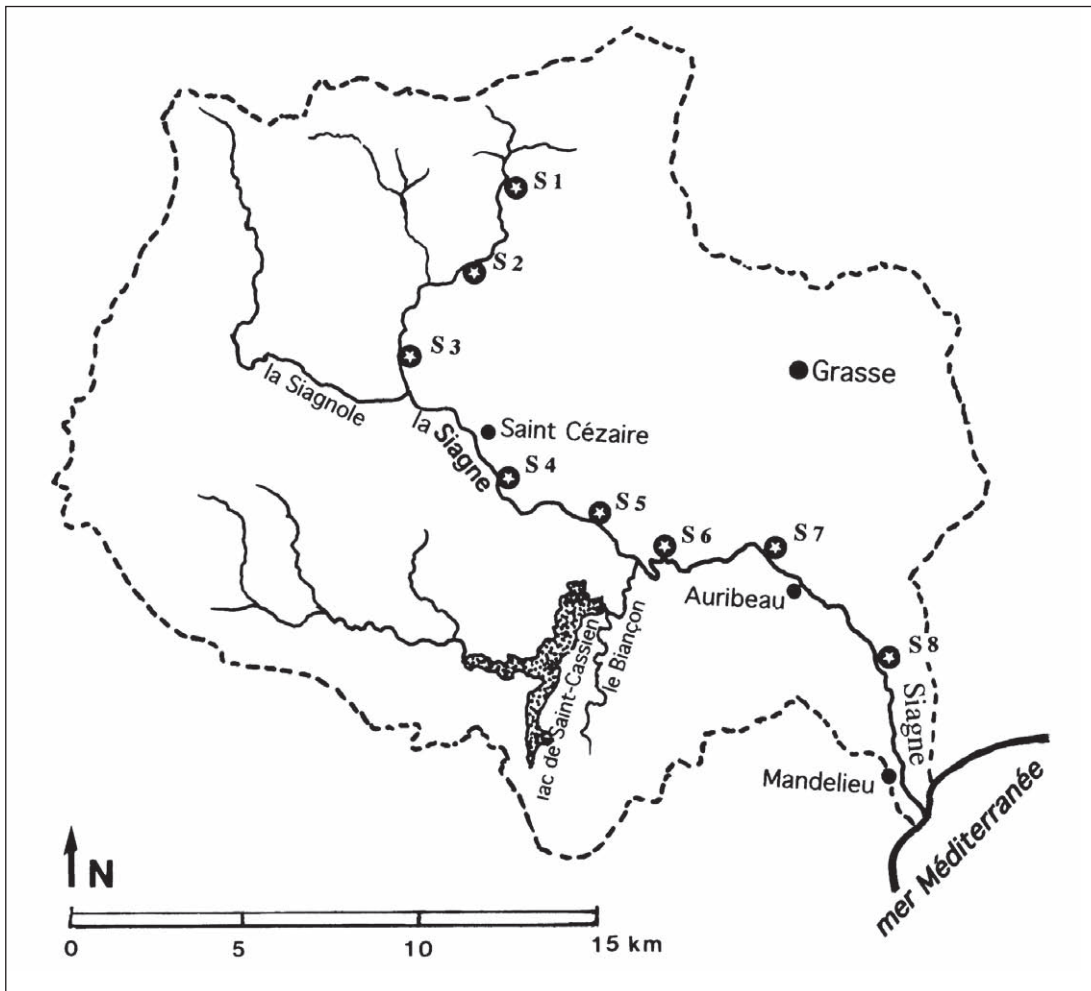


Figure 3 – Carte des stations de récoltes (S1, S2, ..., S8) sur la Siagne.
 Figure 3 – Map of the sampling sites (S1, S2, ..., S8) along the Siagne river.

(L'étude hydrobiologique a été menée par la Maison régionale de l'eau, dans le cadre de la préparation du Document d'objectifs – DOCOB – relatif au site Natura 2000 « Rivière Siagne et ses gorges ».)

Température et chimie des eaux

La constance thermique de la haute Siagne est remarquable ; sur un cycle annuel (mesures des années 1992 et 1998), la température de l'eau est comprise entre 10 °C et 10,2 °C. Dans la partie moyenne les valeurs se situent entre 12 °C et 15,5 °C.

La température, sur l'ensemble de la rivière, favorise une bonne oxygénation des eaux. Les teneurs en oxygène dissous sont élevées et proches de la saturation (entre 85 % et 97 %), quelle que soit la saison ; il n'y a pas de différences significatives entre les stations.

La conductivité électrique est comprise entre 230 et 400 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Les concentrations en calcium (entre 40 et 80 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) sont normales et

comparables à celles mesurées dans les secteurs amont des réseaux hydrographiques sur substrat calcaire. Les teneurs en bicarbonates sont très constantes dans l'espace et dans le temps (entre 100 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ et 112 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$).

La formation d'une croûte de carbonate de calcium dans le cours moyen résulte d'une précipitation provoquée par un dégazage du CO_2 libre au niveau des cascades.

Le peuplement de macroinvertébrés

À la suite de plusieurs campagnes de prélèvements réalisées en 1998, en 2001 et en 2002, la communauté d'invertébrés benthiques révèle une diversité élevée (93 espèces). L'originalité et la valeur patrimoniale de la Siagne, et plus précisément de sa partie alimentée par des sources et des résurgences karstiques (haute Siagne et Siagne moyenne), tiennent à certaines espèces dont la présence est remarquable et exceptionnelle dans le contexte hydrobiologique, altitudinal et régional.

Dans cette catégorie, on a relevé 21 espèces :

- *Polycelis felina* (Planaire) ;
- *Alainites muticus* Linné, *Baetis alpinus* (Pictet), *Baetis lutheri* Müller-Liebenau, *Epeorus sylvicola* (Pictet), *Ecdyonurus zelleri* (Eaton) (Éphéméroptères) ;
- *Amphinemura triangularis* Ris, *Perla marginata* Panzer, *Isoperla grammatica* (Poda) (Plécoptères) ;
- *Rhyacophila tristis* Pictet, *Rhyacophila vulgaris* Pictet, *Hydropsyche siltalai* Döhler, *Silo nigricornis* (Pictet), *Allogamus auricollis* (Pictet), *Potamophylax cingulatus* Tobias, *Odontocerum albicorne* Leach, *Tinodes dives* Pictet (Trichoptères) ;
- *Elmis aenea* (Müller), *Limnius volckmari* (Panzer) (Coléoptères Elmidés) ;
- *Liponeura minor* Bischoff (Diptère Blépharicéridé) ;
- *Simulium cryophilum* Rivosecchi (Diptère Simuliidé).

Elles occupent le secteur amont, entre 630 m et 230 m d'altitude, ce qui représente la zone la plus basse où elles ont été mentionnées. Dans les grands massifs, elles se situent entre 500 m et 2 000 m d'altitude ; pour certaines, la limite altitudinale supérieure dépasse 2 500 m.

Comme dans les autres cours d'eau karstiques de la région, on constate la prolifération des gammars près des exurgences karstiques. Ils sont dominants à la station supérieure située à l'aval immédiat de la source (entre 50 % et 80 % de l'effectif total, densité : entre 2 690 et 4 700 individus/m²) et dans le cours moyen (entre 30 % et 40 % de l'effectif, densité : entre 1 020 et 2 470 individus/m²). Leur effectif est réduit dans le secteur aval (2,2 % à 3,5 % de l'effectif total).

Le peuplement de la Siagne inférieure (en aval d'Auribeau) ne présente aucune particularité ou originalité faunistique ; il est composé des espèces eurythermes, que l'on trouve communément dans l'hyporhrithral et l'épipotamal.

Le Loup (Alpes-Maritimes)

Ce petit fleuve côtier des Alpes-Maritimes est issu de résurgences karstiques. Il prend sa source à une altitude de 1 240 m sur la commune d'Andon, au pied du massif de l'Audibergue. Il se jette dans la Méditerranée à Villeneuve-Loubet, après un parcours de 48 km (carte, figure 4).

Les données hydrométriques et physicochimiques, la faune des invertébrés aquatiques de

la rivière ont été obtenues à la suite de séries de mesures et de prélèvements qui ont eu lieu en 1988 au cours de deux campagnes : 11 et 12 juillet, 23 et 24 septembre.

Six stations ont été prospectées à chaque campagne :

- station S1, au niveau de Gréolières (alt. 1 100 m) ;
- station S2, au niveau de Bramafran (alt. 470 m) ;
- station S3, en aval de l'usine hydroélectrique au niveau de Pont-du-Loup (alt. 170 m) ;
- station S4, en aval de Bar-sur-Loup (alt. 130 m) ;
- station S5, au niveau de la Colle-sur-Loup (alt. 30 m) ;
- station S6, en aval de Villeneuve-Loubet (alt. 20).

Jusqu'à Pont-du-Loup, le cours d'eau a l'allure d'un torrent qui traverse des gorges encaissées, avec une pente moyenne de 3,4 % ; plus en aval, il acquiert une allure fluviale avec une pente de 0,9 %.

Dans la partie initiale, le débit est très faible. Il augmente à partir de Gréolières, du fait de l'apport de sources : sources de Gréolières (débit moyen de 370 l.s⁻¹), source du Foulon (débit moyen de 600 l.s⁻¹), source de Bramafran (débit moyen de 800 l.s⁻¹). Au niveau de Bramafran, une prise d'eau EDF dérive une partie du débit (2 m³.s⁻¹ au maximum) jusqu'à l'usine hydroélectrique de Pont-du-Loup. Entre la prise et l'usine, un tronçon en débit réservé (50 l.s⁻¹) s'étend sur 4,5 km.

Au village de Pont-du-Loup, le débit moyen est de l'ordre de 800-1 000 l.s⁻¹.

La température de l'eau varie entre 5 °C et 10 °C en hiver, entre 15 °C et 18 °C en été, avec un maximum de 20 °C au niveau de Villeneuve-Loubet.

Les eaux sont bien minéralisées. Les valeurs de la conductivité sont comprises entre 370 µS.cm⁻¹ et 450 µS.cm⁻¹ dans le cours supérieur et moyen, entre 650 µS.cm⁻¹ et 850 µS.cm⁻¹ dans le cours inférieur. Les teneurs en calcium sont comprises entre 60 mg.l⁻¹ et 100 mg.l⁻¹.

Les concentrations en oxygène dissous (entre 90 % et 116 %) sont proches de la saturation.

Le peuplement de macroinvertébrés

Malgré la dimension modeste du cours d'eau, 95 espèces de macroinvertébrés ont été récoltées.

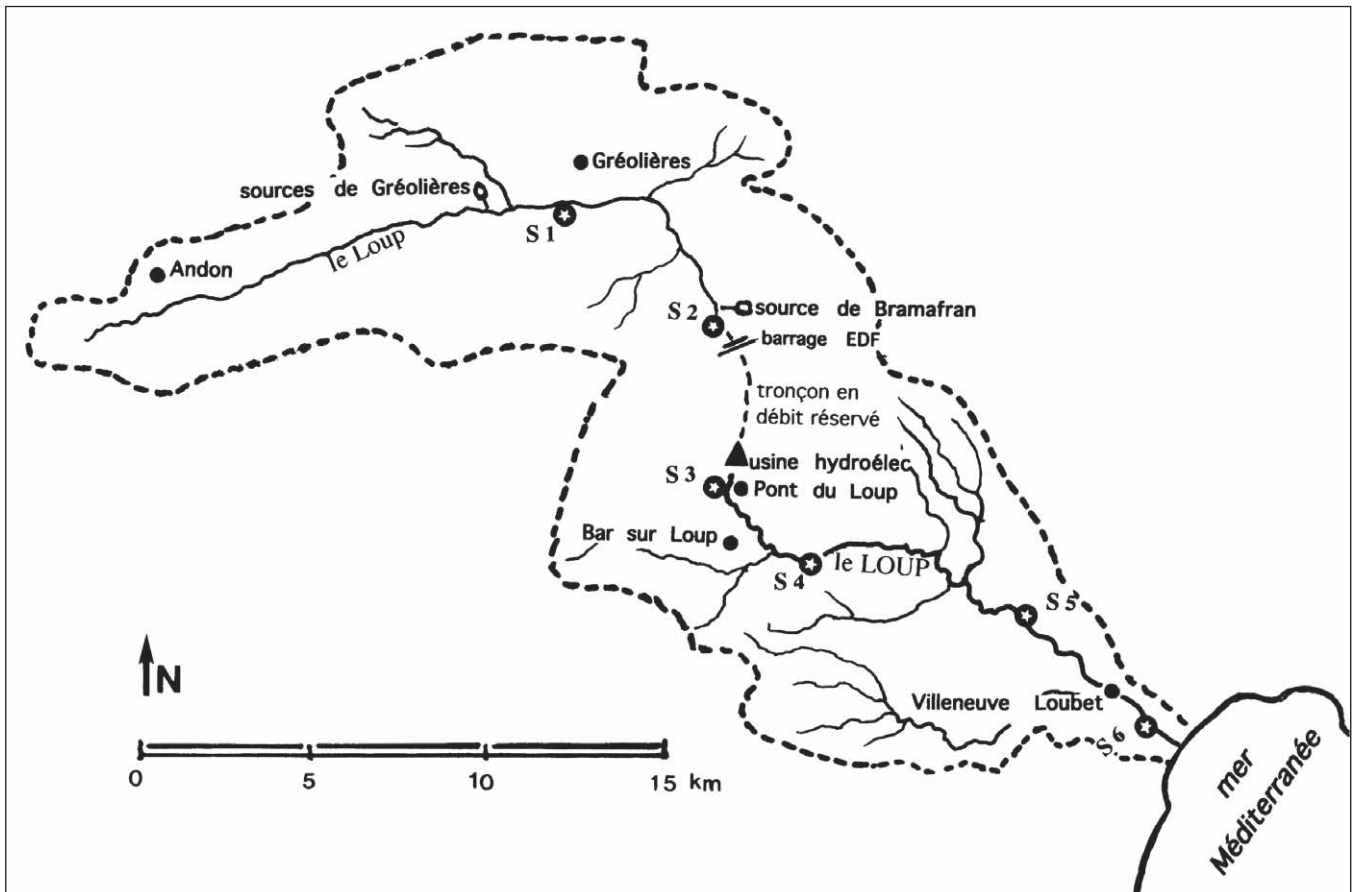


Figure 4 – Carte des stations de récoltes (S1, S2, ..., S6) sur le Loup.

Figure 4 – Map of the sampling sites (S1, S2, ..., S6) along the Loup river.

Ici encore, dans l'ensemble des stations, le peuplement est dominé par les Gammars (Crustacés Amphipodes) et les Coléoptères Elmidae. La dominance de ces taxons a pour cause des eaux riches en sels de calcium.

Dans les stations du cours moyen (S3 et S4) le peuplement est dominé par une majorité d'espèces caractéristiques d'un rhithron montagnard, malgré la faible altitude de ce secteur (entre 170 m et 130 m).

Citons :

- *Polycelis felina* (Planaire) ;
- *Protonemura nitida* Ris, *Perla marginata* Panzer, *Amphinemura sulcicollis* Stephens (Plécoptères) ;
- *Epeorus sylvicola* (Pictet) *Rhithrogena* sp, *Ecdyonurus helveticus* (Eaton), *Alainites muticus* (Linné), *Baetis alpinus* (Pictet) (Éphéméroptères) ;
- *Rhyacophila tristis* Pictet, *Rhyacophila vulgaris* Pictet, *Hydropsyche siltalai* Döehler, *Plectrocnemia conspersa* Curtis, *Silo nigricornis* Pictet, *Odontocerum albicorne* Scopoli (Trichoptères) ;
- *Simulium petricolum* Rivosecchi (Diptère Simuliidé).

Tous ces invertébrés sont des organismes sténothermes d'eau froide et polluo-sensibles. Leur présence, en particulier à la station S4, prouve la régénération d'un secteur longtemps perturbé par des rejets industriels. Le retour à une bonne qualité biologique de la rivière à ce niveau (actuellement, IBGN = 17/20 et 18/20) a été favorisé par les apports d'eau froide depuis le système karstique.

Le cours inférieur (stations S5 et S6) est nettement eutrophisé. Les invertébrés sténothermes et polluo-sensibles ont disparu. Le peuplement est constitué principalement :

- d'espèces caractéristiques du potamon (cours inférieur) comme *Dugesia lugubris* (Planaire), *Leuctra geniculata* Stephens (Plécoptère), *Hydroptila vectis* Curtis, *Chimarra marginata* (Linné) (Trichoptères) ;
- de taxons ayant une certaine affinité pour la matière organique comme *Lymnaea peregra* (Müller) (Gastéropode), *Baetis rhodani* (Pictet), *Ephemerella ignita* (Poda) (Éphéméroptères), *Simulium ornatum* (Meigen) (Diptère Simuliidé) ;
- de taxons polluo-tolérants, ayant une forte affinité pour la matière organique comme

les vers Oligochètes, des Hirudinées (*Helobdella*, *Erpobdella*, *Dina*), et *Asellus aquaticus* (Crustacé Isopode).

Pour illustrer la composition et la structure de la communauté d'invertébrés d'un cours d'eau méditerranéen à soutien d'étiage karstique, nous présentons dans le tableau (en annexe) l'inventaire et les effectifs (densités pour 0,1 m²) des invertébrés des 6 stations du Loup. Les données de cet inventaire figurent dans un rapport non publié. Les prélèvements de faune benthique ont été réalisés au cours de 4 campagnes :

- en 1987 : 11 et 12 juillet, 23 et 24 septembre ;
- en 1988 : 3 et 4 juillet, 8 et 9 septembre.

Les Sorgues (Vaucluse)

Le système des Sorgues est situé dans la partie sud-ouest du département du Vaucluse (carte, figure 5). Il constitue un réseau atypique et complexe car il présente plusieurs particularités physiographiques (Giudicelli *et al.* 2006).

Organisation spatiale

Sa source, la Fontaine-de-Vaucluse, est une des plus importantes exurgences du monde.

Il coule entièrement dans une vallée de faible altitude : le dénivelé entre la source frontale et l'embouchure est de 63 mètres ; la pente moyenne est de 3,47 pour 1 000.

Il n'y a pas de confluence principale car ce système est en grande partie d'origine anthropique. Il est organisé en un réseau de chenaux anastomosés et non pas selon le schéma habituel (un système hiérarchique d'affluents).

La longueur du système des Sorgues est modeste (36 kilomètres), mais l'ensemble des bras forme un vaste réseau de plus de 500 kilomètres de longueur.

Dans son organisation, le système se présente ainsi.

- **Le secteur initial**, ou « Sorgue amont », exutoire de la Fontaine-de-Vaucluse, est constitué d'un chenal unique large et profond.
- **La partie moyenne**, à partir de L'Isle-sur-la-Sorgue se présente comme un système de chenaux anastomosés résultant des travaux de drainage d'anciens marécages. Au lieu dit « Partage des Eaux », au niveau de la localité de L'Isle-sur-la-Sorgue, la Sorgue amont se divise en deux bras principaux : la Sorgue

d'Entraigues et la Sorgue de Velleron. Plusieurs bras de moindre importance s'insèrent dans le système.

La Sorgue terminale, ou « Sorgue de Bédarrides », formée par la jonction des deux bras principaux et de plusieurs bras secondaires, est un chenal unique, large et profond avec un écoulement lent. Elle débouche, à une altitude de 25 mètres, dans le cours inférieur de l'Ouvèze.

Stations d'études

Les prélèvements de la faune benthique et les mesures sur le terrain ont été réalisés dans 9 stations au cours de plusieurs campagnes : en mai et en août 2000, en juillet et en août 2001.

1) Sorgue amont :

- station S1 : au-dessus du village de Fontaine-de-Vaucluse ; altitude : 119 m ;
- station S2 : au lieu dit Souspiron ; altitude : 57 m.

2) Sorgue d'Entraigues :

- station S3 : en amont de la commune du Thor ; altitude : 52 m ;
- station S4 : au niveau de la commune de Saint-Saturnin-lès-Avignon ; altitude : 26 m ;
- station S5 : entre Entraigues et Bédarrides ; altitude : 26 m.

3) Sorgue de Velleron :

- station S6 : au niveau de L'Isle-sur-la-Sorgue ; altitude : 56 m ;
- station S7 : au niveau de la commune de Velleron ; altitude : 52 m ;
- station S8 : au niveau de la commune de Monteux ; altitude : 30 m.

4) Sorgue de Bédarrides :

- station S9 : au niveau de la commune de Bédarrides ; altitude : 25 m.

Régime hydrologique

Le réseau des Sorgues s'inscrit dans un territoire, les Préalpes du Sud, où la plupart des cours d'eau ont un régime hydrologique très contrasté avec de faibles débits d'étiage, pouvant aller jusqu'à l'assèchement complet, et des crues dévastatrices.

La source (Fontaine-de-Vaucluse) draine un immense réservoir karstique de 1 150 km² de surface sur 1 kilomètre d'épaisseur (Blavoux *et al.* 1992).

Le système des Sorgues a un régime régulier, exceptionnel dans le contexte régional. Il est le seul réseau de la région méditerranéenne à bénéficier d'un débit important toute l'année.

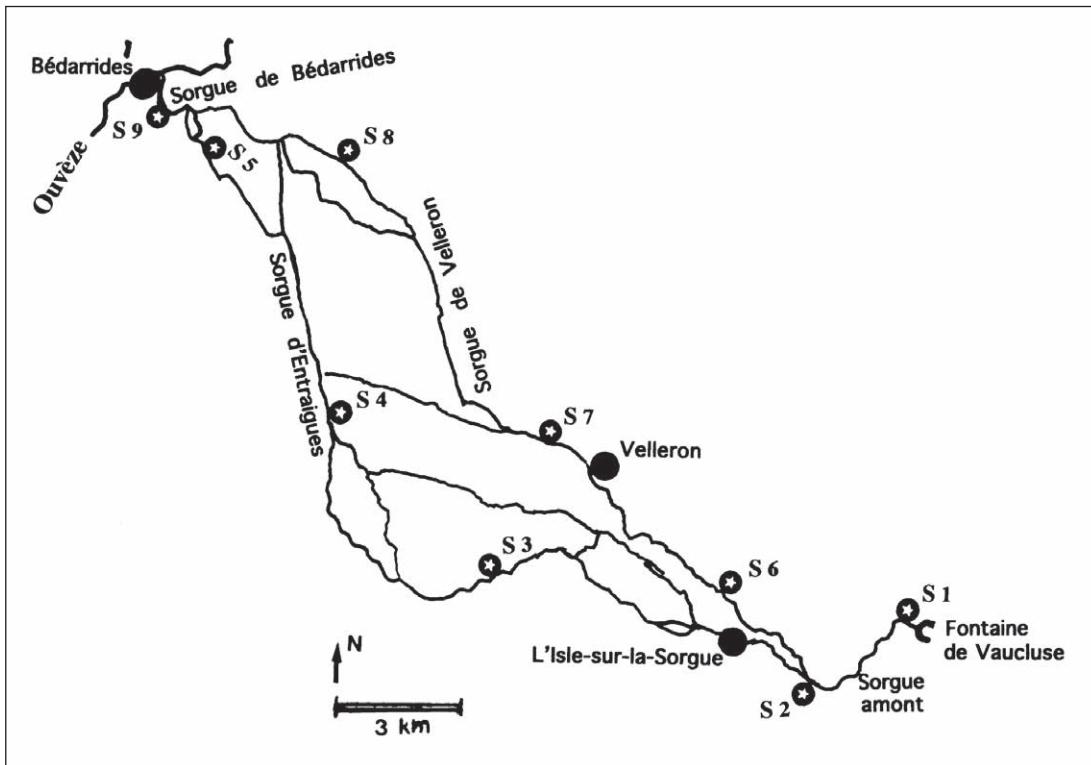


Figure 5 – Carte des stations de récoltes (S1, S2, ..., S9) sur la Sorgue.
 Figure 5 – Map of the sampling sites (S1, S2, ..., S9) along the Sorgue river.

L'humidité constante a permis l'installation d'une ripisylve de frênes, d'aulnes et de quelques ormes.

À la source, les valeurs caractéristiques de débit sont les suivantes :

- module : $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$
- débit d'étiage : $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$
- crue décennale : $87 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Les mesures de débit réalisées en août 1998 donnent les valeurs suivantes :

- $5,75 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sur la Sorgue amont, à Fontaine-de-Vaucluse ;
- entre $1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sur le bras d'Entraigues ;
- entre $0,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $1,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sur le bras de Velleron ;
- $3,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sur la Sorgue terminale.

Température des eaux

Les eaux sont fraîches et la température est relativement constante, dans le cycle annuel et sur l'ensemble du cours des différents bras, en dépit du fait que les eaux coulent en plaine sur une trentaine de kilomètres.

L'origine karstique des eaux, l'importance de la masse d'eau véhiculée et l'écoulement

assez rapide interviennent pour maintenir des valeurs de température relativement basses :

- Sorgue amont : entre 12°C et $12,5^\circ\text{C}$ en mai ; entre 13°C et 15°C en août ;
- bras d'Entraigues et de Velleron : entre 13°C et $15,5^\circ\text{C}$ en mai ; entre 15°C et $22,5^\circ\text{C}$ en août ;
- Sorgue terminale : $16,4^\circ\text{C}$ en mai ; $22,3^\circ\text{C}$ en août.

L'écart thermique entre l'émergence des eaux (station S1) et les stations initiales des deux bras (stations S3 et S6) est faible (inférieur à $1,3^\circ\text{C}$) ; il augmente régulièrement vers l'aval, surtout en été.

Le régime thermique des Sorgues est donc exceptionnel dans le contexte hydrologique et climatique régional.

Chimie des eaux

Oxygène dissous : sur l'ensemble du réseau, les teneurs sont proches ou dépassent le niveau de saturation (entre 95 % et 120 %).

À la station S1, on note une légère sous-saturation (entre 85 % et 95 %), phénomène qui s'observe régulièrement au niveau de la plupart des exurgences karstiques.

Conductivité : les valeurs sont comprises entre $360 \mu\text{S}^{-1}$ et $600 \mu\text{S}^{-1}$.

Sels de calcium : les eaux sont riches en bicarbonates de calcium (bicarbonates : 250mg.l^{-1} à 270mg.l^{-1} ; calcium : 90mg.l^{-1} à 200mg.l^{-1}).

Le peuplement d'invertébrés

Les résultats de l'inventaire sont exposés dans l'article de Giudicelli *et al.* 2006.

Le peuplement est caractérisé par une forte densité (entre $3\,900$ individus/m² et $17\,200$ individus/m²) et par une richesse taxonomique élevée (113 taxons inventoriés au cours de l'étude).

Dans les Sorgues, certains groupes faunistiques occupent une position dominante dans la structure du peuplement du fait de leur forte densité et/ou de leur richesse spécifique. La forte minéralisation des eaux et en particulier les concentrations élevées en bicarbonates et en calcium, favorisent la prolifération de certains groupes d'invertébrés tels que :

- les Gammarus : entre 37 % et 43 % de l'effectif total à la station S1, entre 78 % et 83 % à la station S2 ; ils se maintiennent avec de fortes densités dans toutes les autres stations de l'aval ;
- les Gastéropodes et les Coléoptères Elmidae : bien représentés en espèces et en effectifs (entre 500 individus/m² et $1\,800$ individus/m²).

L'enrichissement des eaux en matière organique (à l'aval de L'Isle-sur-la-Sorgue) est à l'origine du développement de certains taxons considérés comme saprophiles :

- les Diptères Chironomidae, présents dans toutes les stations, ils augmentent fortement en densité aux stations S6 et S7 (entre 700 individus/m² et $5\,350$ individus/m²) ;
- les Diptères Simuliidae et les Trichoptères du genre *Hydropsyche*, peu présents dans le cours supérieur, réalisent des populations denses dans les stations S4, S5, S6, S7 et S9.

Deux espèces endémiques des Sorgues figurent dans l'inventaire : *Bythinella sorgica* Coutagne et *Rhyacophila vallisclusae* Giudicelli & Botosaneanu. Elles seront traitées plus loin.

Caractéristiques faunistiques communes aux cours d'eau à influence karstique

La stabilité hydrologique, associée à des eaux fraîches, très minéralisées et la faible variabilité saisonnière qui en résulte confèrent aux cours d'eau karstiques une situation hydroécologique originale, exceptionnelle et atypique dans le contexte régional méditerranéen. Ces caractéristiques induisent des spécificités faunistiques qui sont présentées ci-dessous.

Biodiversité

La richesse spécifique du peuplement des cours d'eau karstiques est remarquable, comparée à celle des autres cours d'eau non karstiques de la région méditerranéenne.

Pour les cours d'eau sur substrat cristallin, nous pouvons nous référer aux données que nous avons obtenues dans le cadre de l'étude réalisée par la Maison régionale de l'eau sur le « site Plaine des Maures » (démarche Natura 2000). L'étude porte sur deux cours d'eau du massif des Maures, l'Aille et le Préconil, qui coulent entièrement sur un socle hercynien constitué de granite, de mica-schistes et de gneiss.

L'Aille prend sa source à 190 mètres d'altitude à 1 km à l'ouest de Gonfaron et, après un parcours de 28 km, elle se jette dans le cours inférieur de l'Argens à l'est de Vidauban. Le Préconil est une petite rivière longue de 13 km ; sa source se situe à 190 mètres ; elle se jette directement dans la Méditerranée au niveau de Sainte-Maxime.

La richesse spécifique est de 52 espèces pour l'Aille, de 56 espèces pour le Préconil. La richesse est bien supérieure dans les 4 cours d'eau karstiques : 82 espèces dans le cours supérieur de l'Argens (influencé par les apports karstiques), 93 espèces dans la Siagne, 95 espèces dans le Loup, 113 espèces dans la Sorgue. De plus, le nombre d'espèces communes dans le peuplement des deux types de cours d'eau est réduit : ainsi, on ne compte que 20 espèces communes dans l'inventaire des invertébrés du Préconil et dans celui du Loup.

L'espèce dominante en nombre dans les cours d'eau karstiques (*Gammarus stupendus*) vit aussi dans les cours d'eau non karstiques, mais ici avec des effectifs bien moindres (100 à 150 fois inférieurs).

Présence d'espèces caractéristiques des eaux très minéralisées et riches en calcium

La forte minéralisation des eaux favorise certains taxons qui nécessitent une concentration relativement importante en calcaire. La communauté des invertébrés des cours d'eau de régime karstique est dominée en effectifs par les Crustacés Amphipodes Gammaridae, les Coléoptères Elmidae, les Gastéropodes ; il faut mentionner aussi deux espèces de Diptères de Simuliidés typiques des habitats encroûtés.

1 – Le genre *Gammarus* (Amphipode)

Il est un hôte constant de ce type de cours d'eau car il nécessite un minimum de calcium pour pouvoir synthétiser son exosquelette. Il disparaît au-dessous de 5 mg de calcium par litre d'eau (Angelier 2000).

Gammarus stupendus Pinkster, endémique de la Provence calcaire, dont l'aire de répartition se limite au sud-est de la France (départements de Vaucluse, du Var, des Bouches-du-Rhône), est présent sur tout le cours de la Siagne avec des effectifs très importants (jusqu'à 3 000 individus/m² dans le cours supérieur).

Dans l'Argens, sur la totalité du cours d'eau, il réunit 19,65 % de l'effectif total des macroinvertébrés. Dans le cours supérieur, où les apports du système karstique sont les plus importants, la proportion atteint 23,90 % au niveau de la source (3 400 individus/m²), et 25,25 % au niveau des Bouillidoux (4 900 individus/m²) (Giudicelli *et al.* 1980). Au niveau du cours moyen-inférieur, les effectifs diminuent fortement (entre 20 et 280 individus/m²).

Dans les deux stations du cours supérieur du Loup, l'effectif des *Gammarus* représente 28,25 % de l'effectif de l'ensemble des invertébrés.

Dans la Sorgue amont (secteur directement alimenté par la Fontaine-de-Vaucluse), le genre *Gammarus* (ici deux espèces : *Gammarus stupendus* et *G. wautieri*, espèce d'Europe moyenne) réunit 72,7 % de l'effectif total, avec des densités comprises entre 3 890 individus/m² et 15 840 individus/m².

2 – Les Coléoptères Elmidae

Ils constituent, dans tous les cours d'eau karstiques étudiés, le deuxième groupe dominant.

La relation entre la richesse (en individus et en espèces) de ce groupe et la teneur élevée en calcium a été souvent mentionnée (Berthélemy 1966).

NOUS PRENONS EN RÉFÉRENCE LES DONNÉES CONCERNANT CE GROUPE DANS L'ARGENS

Sur l'ensemble du cours, les 12 espèces d'Elmidés recensées représentent 16,1 % de l'effectif total des invertébrés benthiques, 53,75 % au niveau de la source, 14 % au niveau des Bouillidoux.

Le secteur amont, alimenté principalement par les apports karstiques, compte 4 espèces d'Elmidés.

Elmis aenea. Elle a été récoltée sur tout le cours de la rivière. Sa densité maximale se situe à la source (3 360 individus/m²) et au niveau des Bouillidoux (1 360 individus/m²) ; dans les autres stations, les effectifs ne dépassent pas 20 individus/m². Dans les Pyrénées, elle est absente au-dessous de 500 m et s'élève jusqu'à 2 300 m (Berthélemy 1966) ; là, comme ailleurs en Europe et dans l'Argens, *E. aenea* est remplacée et aval par *Elmis maugetii*.

Riolus subviolaceus (Müller). Ses effectifs sont de l'ordre de 100 individus/m² à la source ; ils passent à près de 1 000 individus/m² au niveau des Bouillidoux ; en aval l'espèce est représentée par de petites populations. Dans les Pyrénées, elle est fréquente entre 400 et 1 300 m d'altitude et monte jusqu'à 2 300 m dans la Neste d'Aure (Berthélemy 1966).

Limnius volckmari. L'espèce est cantonnée dans la source et dans le cours supérieur de l'Argens, avec des effectifs voisins de 125 individus/m². Dans les Pyrénées, Berthélemy (*ibid.*) mentionne sa présence entre 300 et 1 400 m. *Limnius intermedius* la remplace en aval.

Esolus parallelepipedus. Elle est présente sur tout le cours de l'Argens, avec une densité maximale (350 individus/m²) au niveau des Bouillidoux. Dans les Pyrénées, elle atteint la cote 1 000 m ; elle est remplacée en aval par *E. pygmaeus* (Berthélemy 1966) ; cette succession amont-aval des deux espèces congénères se retrouve dans l'Argens.

Dans la Siagne, les Elmidae ont aussi une forte représentation : 7 espèces (*Elmis aenea*, *Elmis maugetii*, *Limnius intermedius*, *Limnius volckmari*, *Esolus parallelepipedus*, *Esolus angustatus*, *Riolus subviolaceus*), avec des

densités élevées. *Riolus subviolaceus* est l'espèce dominante avec des effectifs compris entre 200 et 1 300 individus/m².

La situation est comparable dans le Loup (9 espèces).

Dans les Sorgues, 9 espèces d'Elmidés ont été recensées, avec des effectifs compris entre 500 et 1 800 individus/m².

3 – Les Gastéropodes

Emmericia patula (Brumati). Cette espèce, présente dans la Siagne, le Loup et la Sorgue, habite exclusivement les cours d'eau issus de grandes exurgences karstiques (Mouthon 1986). Elle a une répartition géographique restreinte et discontinue : des cours d'eau karstiques de la chaîne dinarique (Vénétie, Frioul, Istrie), une source du sud de l'Allemagne (Boeters & Heuss 1985). Jusqu'à présent, en France, elle était connue uniquement dans la Siagne (Mouthon 1986) et dans le réseau des Sorgues (Giudicelli *et al.* 2006).

4 – Les Simulies

Dans le Loup et la Siagne, un habitat typique et spécifique de ces rivières karstiques, les cascades pétrifiantes, héberge deux espèces de Simuliidae *Simulium (Simulium) xanthinum* et *Simulium (Obuchovia) galloprovinciale*.

Ce couple d'espèces a été signalé dans plusieurs régions du bassin méditerranéen, depuis le sud de l'Espagne (Crosskey 1990 ; Gallardo-Mayenco & Toja 2002), jusqu'au Proche-Orient en passant par l'Afrique du Nord. Les larves et nymphes ont toujours été récoltées dans le même type d'habitat : les rapides et cascades des ruisseaux pétrifiants (Dorier 1962 ; Bouzidi & Giudicelli 1987 ; Crosskey 1990 ; Crosskey & Crosskey 2000).

Présence d'espèces orophiles et sténothermes d'eau froide

Une particularité remarquable de la faune des cours d'eau karstiques est la présence d'invertébrés qui, dans les cours d'eau non karstiques, vivent à des altitudes bien supérieures à celles qu'ils occupent dans les cours d'eau karstiques. Cette particularité est en rapport avec le régime thermique des cours d'eau karstiques méditerranéens qui, à moyenne et basse altitudes, sont des enclaves froides.

Une Planaire (genre *Polycelis*), des Éphéméroptères (genres *Baetis*, *Alainites*, *Rhithro-*

gena, *Epeorus*), des Plécoptères (genres *Perla*, *Protonemura*, *Amphinemura*), des Trichoptères (genres *Rhyacophila*, *Plectrocnemia*, *Tinodes*, *Silo*, *Odontocerum*), certains Diptères Simuliidae et Blephariceridae entrent dans cette catégorie.

Pour quelques-uns de ces espèces et taxons montagnards, nous présenterons, aux fins de comparaison, leur répartition dans le sud-est de la France, à la fois dans les cours d'eau karstiques et dans les cours d'eau non karstiques (cours d'eau méditerranéens typiques), ainsi que dans les cours d'eau des Pyrénées et des Alpes. Nous prenons aussi en compte les résultats d'une étude récente (Giudicelli & Derrien 2008) sur les invertébrés des cours d'eau du Parc national du Mercantour (départements des Alpes-Maritimes et des Alpes-de-Haute-Provence) où la faune a été récoltée dans 180 stations réparties entre 370 et 2 500 m d'altitude.

Polycelis felina Dalyell (Planaire). Elle est caractéristique des sources et des torrents de montagne (elle monte jusqu'à 2 000 m dans les Alpes et les Pyrénées). Elle est constante dans le cours supérieur de l'Argens, du Loup, de la Siagne et de leurs affluents. Plus en aval, dans le cours moyen, elle est remplacée par une autre Planaire, *Dugesia gonocephala*, elle-même remplacée, plus bas, dans le cours inférieur, par *Dugesia lugubris*. Cette succession amont-aval des espèces de *Dugesia* s'observe aussi dans l'Argens, le Loup et la Sorgue.

Alainites muticus (Linné) (Éphéméroptère). Cette espèce vit principalement dans les sources et dans les torrents de montagne. Dans les Pyrénées, elle a été récoltée entre 500 et 2 000 m d'altitude (Thomas 1981). Dans le Mercantour, elle occupe une zone altitudinale comprise entre 1 580 m et 2 460 m (Giudicelli & Derrien 2008). Dans le bassin de la Siagne, elle se cantonne dans la partie amont et dans les deux affluents du cours supérieur ; plus en aval, on la retrouve dans des sources froides (sources de la Foux et du Moulin).

Baetis alpinus (Pictet) (Éphéméroptère). Les larves vivent dans les eaux froides et rapides des torrents et rivières de montagne. Dans les Pyrénées, leur secteur de répartition est compris entre 500 et 2 600 m d'altitude (Thomas 1981). Dans le Mercantour, nous avons identifié l'espèce dans 61 stations entre 700 m et 2 500 m d'altitude (Giudicelli & Derrien 2008). Dans la Siagne, présente entre 160 et

630 m d'altitude, elle occupe le cours supérieur et le cours moyen de la rivière.

Epeorus sylvicola (Pictet) (Éphéméroptère). Les larves sont typiques de la faune torrenticole. Dans les grands massifs (Alpes, Pyrénées), l'espèce se situe entre 500 m et 2 000 m d'altitude. Dans le Mercantour, nous l'avons récoltée dans 15 stations entre 700 m et 1 690 m. Dans le réseau de la Siagne, elle vit dans le cours supérieur de la rivière entre 230 et 630 m d'altitude, ce qui représente la zone la plus basse en altitude où l'espèce a été mentionnée jusqu'à présent.

Perla marginata (Panzer) (Plécoptère). Espèce sténotherme d'eau froide, elle est fréquente dans le cours supérieur des réseaux hydrographiques d'Europe où elle occupe un vaste secteur altitudinal (entre 200 m et 1 900 m dans les Alpes, entre 400 m et 2 100 m dans les Pyrénées). Dans le Mercantour, elle se situe entre 800 m et 2 150 m (Giudicelli & Derrien 2008). Dans l'Argens et la Siagne, sa répartition est limitée aux stations du cours supérieur.

Amphinemura sulcicollis (Stephens) (Plécoptère). L'espèce, commune dans toute l'Europe, est présente sur le versant sud des Alpes, jusqu'à 1 600 m d'altitude (Consiglio 1980), jusqu'à 2 100 m dans les Pyrénées (Berthélemy 1966). Dans le Mercantour, Giudicelli & Derrien (2008) l'ont récoltée en haute altitude (entre 2 150 m et 2 300 m). Dans les cours d'eau karstiques que nous avons prospectés, elle n'a été trouvée que dans la station S2 du Loup à 470 m d'altitude.

Rhyacophila vulgaris Pictet (Trichoptère). Cette espèce, typiquement sténotherme d'eau froide, occupe les sources et la zone supérieure (épirhithral) des réseaux hydrographiques. Elle vit dans les cours d'eau rapides des Alpes et de l'Europe centrale, entre 200 m et 2 700 m d'altitude. En Italie, elle se situe entre 400 m et 2 650 m (Moretti *et al.* 1997) ; dans le massif du Mercantour, elle a été récoltée dans 22 stations, entre 730 et 2 410 m d'altitude (Giudicelli & Derrien 2008).

Dans les cours d'eau karstiques étudiés, nous l'avons trouvée dans le cours supérieur et moyen de l'Argens et de la Siagne ; elle est présente dans le Loup, dans les trois stations du cours supérieur, entre 170 et 1 100 m d'altitude.

Dans les stations du cours inférieur de ces trois cours d'eau, elle est remplacée par sa congénère eurytherme, *Rhyacophila dorsalis*.

Allogamus auricollis (Pictet) (Trichoptère). Cette espèce de Limnephilidae est assez fréquente en Italie où elle vit dans les torrents de montagne, entre 700 m et 1 800 m (Moretti *et al.* 1997). Dans les Pyrénées, elle se situe entre 500 m et 2 300 m (Décamps 1967). Dans le Mercantour, elle a été récoltée dans 9 stations entre 360 m et 2 450 m (Giudicelli & Derrien 2008).

Elle est présente dans les trois stations du cours supérieur de l'Argens, dans la Sorgue amont et dans la station supérieure de la Sorgue de Velleron.

Plectrocnemia conspersa (Curtis) (Trichoptère). L'espèce est fréquente dans les sources et les cours d'eau de montagne d'Europe. En Roumanie, Botosaneanu (1960) a signalé sa présence en plaine dans un complexe de sources à 300 m d'altitude, alors que dans ce même pays il l'a trouvée principalement dans les cours d'eau froids en haute altitude, jusqu'à 2 000 m ; il pense que, du fait de leur caractère sténotherme, ces sources de basse altitude jouent le rôle de refuge pour l'espèce. En Italie, elle se situe entre 600 m et 1 800 m (Moretti *et al.* 1997). Dans le Mercantour, elle a été récoltée en haute altitude : 7 stations (crénal et épirhithral) entre 1 865 m et 2 110 m d'altitude (Giudicelli & Derrien 2008).

Elle est présente dans l'Argens et le Loup, cantonnée au niveau des sources et dans le cours supérieur.

Odontocerum albicorne (Scopoli). Ce Trichoptère est présent dans l'Argens, à la source principale et dans le cours supérieur, dans la Siagne au niveau de la source principale, dans le cours supérieur du Loup, dans la Sorgue au niveau de la Sorgue amont et dans le secteur initial de la Sorgue de Velleron.

Dans les Pyrénées, Décamps (1967) mentionne ainsi l'habitat de l'espèce : « ruisseaux jusqu'à 2 300 m d'altitude ». Il précise ses limites altitudinales : entre 700 m et 2 300 m dans la Neste d'Aure, entre 520 m et 2 300 m dans la haute vallée de la Garonne.

Dans le Mercantour, nous l'avons récoltée entre 360 m et 2 250 m dans 17 stations, pour la plupart des ruisseaux et torrents de l'épirhithral (Giudicelli & Derrien 2008).

Cet exemple, avec de nombreux autres, illustre bien les écarts de répartition altitudinale d'une même espèce selon qu'elle habite des cours d'eau karstiques ou des cours d'eau d'un autre type.

Liponeura minor Bischoff (Diptère Blépharicéridé). Sa présence dans le réseau de la Siagne est une découverte surprenante, car cette espèce, répartie exclusivement dans les Alpes, est un des invertébrés d'eau courante les plus alticoles. Ses larves vivent dans les cascades et les rapides des torrents de haute montagne. L'espèce dépasse souvent en altitude la cote de 2 000 m. Dans le sud-est de la France, nous l'avons récoltée dans le massif du Mercantour : dans la haute Tinée entre 1 620 m et 2 200 m (Giudicelli & Derrien 2008).

On doit signaler la présence, dans le secteur initial, dans le cours supérieur et moyen des cours d'eau karstiques, d'espèces caractéristiques des sources de Provence. Ce sont des d'espèces sténothermes, telles que : *Polycelis felina* (Planaire), *Agapetus cravensis*, *Synagapetus dubitans*, *Rhyacophila tristis*, *Rhyacophila pubescens*, *Silo nigricornis*, *Odontocerum albicorne* (Trichoptères).

Nous retenons, à titre d'exemple, le cas de deux espèces représentatives de ces invertébrés crénophiles-crénobiontes.

1) *Agapetus cravensis* Giudicelli 1973 (Trichoptera : Glossosomatidae)

L'espèce est une endémique de la Provence calcaire. Jusqu'à maintenant elle n'était connue que dans trois localités :

- deux sources situées dans le nord de la Crau, près de Mouriès (altitude : 120 m). Les eaux, d'origine karstique, émergent sur la bordure nord des collines de la Crau-sur-Durance ; leur température (13 °C) est constante toute l'année ;
- un secteur du cours supérieur de l'Argens (Var), au niveau de Vallon Sourn ; à ce niveau, la rivière reçoit des apports importants d'eau souterraine ;
- une station de la Sorgue de Velleron, en aval de la confluence de la Nesque.

La présence de ce trichoptère endémique de Provence est donc liée aux émergences karstiques.

2) *Synagapetus dubitans* Mac Lachlan 1879 (Trichoptera : Glossosomatidae)

Ce trichoptère est assez rare. Jusqu'à présent il a été signalé dans quelques localités des Alpes (en France, en Suisse, en Allemagne du Sud, en Italie du Nord). En Italie, il est mentionné seulement dans 2 sources en Vénétie (Moretti *et al.* 1997). En Provence, il a été inventorié pour la première fois dans quelques sources rhéocrènes en basse altitude : deux

sources dans le département des Bouches-du-Rhône et deux sources dans le département du Var, à 170 m d'altitude (Giudicelli 1973). Il est aussi présent dans les Sorgues, dans la Siagne, dans le Loup.

Dans l'inventaire du Parc national du Mercantour, il été répertorié dans 13 stations, des sources pour la plupart, entre 700 m et 1 900 m (Giudicelli & Derrien 2008), à des altitudes bien supérieures à celles où l'espèce a été récoltée dans les cours d'eau karstiques étudiés ici.

LE PEUPEMENT DU COURS INFÉRIEUR DES COURS D'EAU KARSTIQUES

La communauté d'invertébrés, dans le secteur qui correspond à leur parcours en plaine, est constituée d'espèces eurythermes et thermophiles, caractéristiques de la zone de l'épipotamon. On trouve ces espèces dans le cours inférieur de tous les cours d'eau de la région, quelle que soit leur nature (karstique ou non karstique).

Présence d'espèces endémiques

Les cours d'eau recevant les apports des systèmes karstiques hébergent des populations qui, par leur caractère sténotherme, se sont trouvées isolées par rapport aux cours d'eau méditerranéens adjacents. Ceci explique la présence, dans ces cours d'eau, d'espèces endémiques du sud-est de la France et de quelques endémiques du nord de l'Italie.

Dans les cours d'eau karstiques étudiés, la plupart des endémiques se trouvent dans le département des Alpes-Maritimes.

1) Endémiques du Var et des Alpes-Maritimes

Deux espèces de Trichoptères ont été récemment décrites (Botosaneanu & Giudicelli 2004).

Plectrocnemia geniculata prealpina Botosaneanu & Giudicelli 2004 (Trichoptère). Cette sous-espèce est une crénobionte. Elle a été trouvée dans un seul site sur le réseau de la Siagne : la source de la Foux dans la haute Siagne (alt. 230 m).

Elle n'est connue que dans 3 autres stations dans le sud-est de la France, à des altitudes bien supérieures à celle de la Siagne :

- une source dans le massif de la Sainte-Baume, à 800 m d'altitude ;
- une source dans le cours supérieur de la Tinée, à 2 000 m d'altitude ;

– une source dans le cours supérieur de la Roya, à 1 885 m d'altitude.

Hydropsyche subalpina Botosaneanu & Giudicelli 2004 (Trichoptère). Présente dans le cours supérieur de la Siagne et ses affluents, l'espèce a été trouvée aussi dans le Mercantour : 4 stations du bassin de la Roya entre 500 et 810 m d'altitude (Giudicelli & Derrien 2008).

2) Endémiques d'Italie

La Siagne marque la limite occidentale de leur aire de répartition.

Polycentropus morettii Malicky 1977 (Trichoptère). Son aire comprend les provinces italiennes de Lombardie, Piémont et Toscane où l'espèce vit entre 500 et 1 000 m d'altitude. Nous l'avons récoltée dans la Siagne, cantonnée dans le cours supérieur.

Tinodes dives consiglioi Botosaneanu 1980. Ce Trichoptère est connu de plusieurs sources et ruisseaux de l'Italie centrale et méridionale, entre 500 et 1 700 m d'altitude. Dans la Siagne, il occupe le cours supérieur de la rivière et ses affluents (les Siagnoles).

3) Endémiques de la Sorgue

Actuellement on connaît deux espèces endémiques, localisées dans le cours supérieur.

Bythinella sorgica (Coutagne 1881) (Gastéropoda : Bythinellidae).

Ce petit gastéropode est connu uniquement « de la Fontaine-de-Vaucluse, la Sorgue et de sources du village des Angles, près d'Avignon » (Germain 1931). Il est abondant dans la Sorgue amont où il atteint une densité de l'ordre de 850 individus/m² dans son habitat d'élection, les herbiers de macrophytes aquatiques à *Apium nodiflorum*. Il devient rare en aval, encore plus rare dans la Sorgue d'Entraigues que dans la Sorgue de Velleron.

Rhyacophila vallisclausae Giudicelli & Botosaneanu 1999. Ce trichoptère a une distribution limitée au cours supérieur de la Sorgue.

Cette espèce est très remarquable et originale du fait de la brachyptérie accentuée de tous les exemplaires adultes qui, incapables de voler, courent rapidement à la surface de l'eau. Chez les Trichoptères, la brachyptérie, connue seulement dans quelques genres, est interprétée comme une adaptation au froid car elle se manifeste exclusivement chez quelques espèces de haute montagne et aussi chez des

espèces vivant aux latitudes supérieures. Les caractéristiques thermiques du cours supérieur de la Sorgue (température des eaux entre 12 °C et 15 °C), exceptionnelles dans le contexte climatique régional, sont compatibles avec la présence d'une espèce brachyptère adaptée à la vie dans un milieu caractérisé par des eaux à température basse et constante.

En fait, la haute Sorgue a fonctionné comme un milieu refuge pour une espèce qui a eu probablement une répartition géographique plus large pendant les périodes froides du quaternaire. *Rhyacophila vallisclausae* aurait acquis son caractère brachyptère pendant les glaciations quaternaires et l'a conservé dans l'habitat refuge que représente le cours supérieur de la Sorgue. Cette espèce correspond bien à la définition d'une relique glaciaire (Giudicelli & Botosaneanu 1999).

Le tableau 2, page suivante, est une synthèse, pour les cours d'eau méditerranéens à régime de soutien karstique, des données hydrobiologiques basées sur les communautés d'invertébrés des quatre cours d'eau étudiés.

Conclusion

Le trait caractéristique des cours d'eau méditerranéens est la variabilité saisonnière et interannuelle du régime hydrologique. Les cours d'eau à régime karstique échappent à cette variabilité grâce à l'existence d'un réservoir souterrain qui tamponne le régime et assure un soutien d'étiage important.

Nous avons montré que ces cours d'eau de régime karstique sont atypiques dans la région méditerranéenne, car ce sont des enclaves froides dans le contexte hydroclimatique régional.

On y trouve des conditions hydrologiques, thermiques et des peuplements (ripisylves, communautés et populations d'invertébrés) qui vivent habituellement le long et dans des cours d'eau montagnards et médio-européens.

Ainsi, les cours d'eau karstiques méditerranéens, tant par leurs particularités hydrologiques et physico-chimiques, que par leurs biocénoses aquatiques et ripicoles, ont une forte valeur patrimoniale. De plus, ils ont une grande valeur socio-économique du fait du volume et de la qualité de la ressource en eau qu'ils représentent.

Tableau 2 – Espèces caractéristiques des cours d'eau méditerranéens alimentés par des apports karstiques.

Table 2 – Species characteristic of mediterranean-type streams supplied from karstic aquifers.

	Argens	Siagne	Loup	Sorgue
Taxons dominants	<ul style="list-style-type: none"> • Gastéropodes • <i>Gammarus</i> • Coléopt. <i>Elmidae</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Gammarus</i> • Coléopt. <i>Elmidae</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Gammarus</i> • Coléopt. <i>Elmida</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • Gastéropodes • <i>Gammarus</i> • Coléopt. <i>Elmidae</i>
Espèces sténothermes du crenon et rhithron de Provence	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Polycelis felina</i> • <i>Alainites muticus</i> • <i>Ecdyonurus forcipula</i> • <i>Perla marginata</i> • <i>Agapetus cravensis</i> • <i>Synagapetus dubitans</i> • <i>Rhyacophila vulgaris</i> • <i>Rhyaco pubescens</i> • <i>Tinodes dives</i> • <i>Plectrocnemia conspersa</i> • <i>Silo nigricornis</i> • <i>Elmis aenea</i> • <i>Limnius volckmari</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Polycelis felina</i> • <i>Alainites muticus</i> • <i>Perla marginata</i> • <i>Synagapetus dubitans</i> • <i>Plectrocn. conspersa</i> • <i>Silo nigricornis</i> • <i>Elmis aenea</i> • <i>Limnius volckmari</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Polycelis felina</i> • <i>Alainites muticus</i> • <i>Perla marginata</i> • <i>Synagapetus dubitans</i> • <i>Plectrocnemia conspersa</i> • <i>Silo nigricornis</i> • <i>Elmis aenea</i> • <i>Limnius volckmari</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Polycelis felina</i> • <i>Alainites muticus</i> • <i>Perla marginata</i> • <i>Agapetus cravensis</i> • <i>Synagapetus dubitans</i> • <i>Rhyacophila tristis</i> • <i>Rhyacophila vulgaris</i> • <i>Tinodes dives</i> • <i>Plectrocnemia conspersa</i> • <i>Silo nigricornis</i> • <i>Elmis aenea</i> • <i>Limnius volckmari</i>
Espèces de haute altitude		<ul style="list-style-type: none"> • <i>Baetis alpinus</i> • <i>Epeorus sylvicola</i> • <i>Liponeura minor</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Baetis alpinus</i> • <i>Epeorus sylvicola</i> • <i>Ecdyonurus helveticus</i> • <i>Rhithrogena semicolorata</i> • <i>Protonemura nitida</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Ecdyonurus venosus</i> • <i>Rhithrogena semicolorata</i> • <i>Agapetus fuscipes</i>
Espèces caractéristiques des cours d'eau encroûtants	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Simulium xanthinum</i> • <i>Simulium galloprovinciale</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Simulium xanthinum</i> • <i>Simulium galloprovinciale</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Simulium xanthinum</i> • <i>Simulium galloprovinciale</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Simulium xanthinum</i> • <i>Simulium galloprovinciale</i>
Espèces endémiques	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Agapetus cravensis</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Emmericia patula</i> • <i>Hydrops. subalpina</i> • <i>Tinod. dv. consiglioii</i> • <i>Polycentop. morettii</i> • <i>Plectroc. geniculata. subalpina</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Emmericia patula</i> • <i>Tinodes div. antonioi</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Emmericia patula</i> • <i>Bythinella sorgica</i> • <i>Agapetus cravensis</i> • <i>Rhyacophila vallisclusae</i>

En outre, dans le contexte d'un prochain changement climatique où l'on prévoit une augmentation de la température, ils devraient constituer des conservatoires de la biodiversité des eaux courantes de la région et des milieux refuges pour une faune sténotherme d'eau froide et montagnarde.

Annexe – Le Loup : inventaire des invertébrés (effectifs : N/0,1 m²).Annexe – Le Loup: inventory of the invertebrates (numbers : N/0,1 m²).

Juillet-septembre 1987 et 1988													
Taxons	S 1	S 2	S 3	S 4	S 5	S 6	Taxons	S 1	S 2	S 3	S 4	S 5	S 6
Vers							Hydroptila vectis					12	30
Polycelis felina	15	8	10	14			Wormaldia mediana	2		5		2	
Dugesia gonocephala	10	7	9	14	18	13	Wormaldia occipitalis	3	2				
Dugesia lugubris						26	Chimarra marginata						7
Helobdella stagnalis	2					6	Cheumatopsyche lepida						4
Erpobdella octoculata						4	Hydropsyche brevis				8	10	5
Dina lineata					1	2	Hydropsyche pellucidula		60	14	10	27	3
Oligochètes				5	8	45	Hydropsyche siltalai	22	24				
Gordius aquaticus			1				Plectrocnemia conspersa	5					
Mollusques							Polycentropus flavomaculatus				2	14	2
Theodoxus fluviatilis						12	Tinodes antonioi	2		2			
Lymnaea truncatula						15	Psychomyia pusilla						20
Lymnaea peregra						7	Lype reducta						5
Emmericia patula	7	4					Limnephilus rhombicus	20					
Bithynia subtentaculata						2	Silo nigricornis	5	4	5			
Potamopyrgus jenkinsi				3	7	180	Sericostoma galeatum		2	2	1	4	
Pisidium					4	15	Odontocerum albicorne	4					
Crustacés							Coléoptères						
Gammarus stupendus	310	220	56	74	228	56	Haliphus lineaticollis				3	5	5
Asellus aquaticus					5	12	Elmis aenea	90	65	2			
Odonatoptères							Elmis maugetii			3	40	28	37
Onychogomphus uncatu						2	Limnius intermedius		2		1		
Platycnemis						1	Limnius opacus				5	26	2
Éphéméroptères							Limnius volkmari		8		3		
Baetis alpinus	156	37	60	12			Riolus subviolaceus			42	2	2	3
Baetis fuscatus				3	25	14	Esolus parallelepipedus	4	20	6	6	8	23
Baetis rhodani	90	10	180	140	160	70	Esolus pygmaeus					18	40
Alainites muticus	35	50	15	13			Oulimnius	2			7		
Centroptilum luteolum			2	1			Dryops				2		
Epeorus sylvicola	27	13	9	4			Hydraena		2	2	4	5	3
Rhithrogena	6				1		Hydrocyphon australis						2
Ecdyonurus helveticus	21	17	30	9			Diptères						
Ecdyonurus gr venosus						3	Blepharicera fasciata				6	28	10
Ephemerella ignita				22	8	110	Liponeura cordata			2		20	18
Caenis pusilla						20	Simulium bezzii						10
Habrophlebia fusca	1	2	1	14			Simulium intermedium			6	2	5	12
Ephemera danica			5	1			Simulium latizonum	64					
Plécoptères							Simulium ornatum			1		60	84
Protonemura nitida	30	25	3	1			Simulium petricolum	30					
Amphinemura sulcicollis		8					Simulium tuberosum				3	30	
Leuctra geniculata				7	10	48	Simulium variegatum	20	48	32	24	60	
Leuctra leptogaster	3		3	10	2		Simulium galloprovinciale	16	25				
Dinocras cephalotes	7	5	2	3			Simulium xanthinum		36	2			
Dinocras ferreri		5					Atherix ibis				1		
Perla marginata	4	1	3				Antocha					5	10
Isoperla rivulorum	4						Dixa	3					
Trichoptères							Psychoda			3			
Rhyacophila tristis	10	4					Tabanidae	3					
Rhyacophila dorsalis		4		20	6	1	Chiro.Orthoclaadiinae	30	50	46	50	230	540
Rhyacophila vulgaris	15	5	2				Chiro. Tanypodinae	2		2	10	108	
Agapetus cravensis		15	5	12			Chiro. Tanytarsini		7		18	60	20
Hydroptila sparsa				18			Ceratopogonidae		2		2		10
Total								1 080	827	533	588	1 251	1 568

Références

- Angelier E., 2000. *Écologie des eaux courantes*. Éditions Tec & Doc : 1-195.
- Berthélemy C., 1966. Recherches écologiques et biogéographiques sur les Plécoptères et Coléoptères d'eau courante (Hydraena et Elminthidae) des Pyrénées. *Annales de Limnologie* 2 (2) : 227-438.
- Blavoux B., Mudry J. & Puig J.-M., 1992. Bilan, fonctionnement et protection du système karstique de la Fontaine de Vaucluse (S.-E. de la France). *Geodynamica Acta* 5 (3) : 153-172.
- Boeters H.D. & Heuss K., 1985. *Emmericia patula* (Brumati) rezent in Süddeutschland (Prosobranchia: Emmericiidae). *Heldia* 1: 105-106.
- Botosaneanu L., 1960. Sur quelques régularités observées dans le domaine de l'écologie des insectes aquatiques. *Archiv für Hydrobiologie* 56 : 370-377.
- Botosaneanu L. & Giudicelli J., 2004. Contributions to the knowledge of the fauna of Caddisflies (Insecta: Trichoptera) from south-east France, with description of new taxa. *Annals of Limnology*, 40 (1): 15-32.
- Bouzidi A., Giudicelli J., 1987. Contribution à l'étude faunistique et écologique des simuliés (Diptera, Simuliidae) du Maroc. II. *Simulium (Obuchovia) marocanum* n. sp. et les espèces méditerranéennes d'*Obuchovia* Rubzov. *Annales de Limnologie* 23 (3) : 185-195.
- Consiglio C., 1980. Plecotteri. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane, Consiglio Nazionale delle Ricerche, 10 : 1-65.
- Crosskey R.W., 1990. *The natural history of blackflies*. John Wiley & Sons (ed.): 711 p.
- Crosskey R.W. & Crosskey M.E., 2000. An investigation of the blackfly fauna of Andalusia, southern Spain (Diptera, Simuliidae). *Journal of Natural History* 34: 895-951.
- Décamps H., 1967. Écologie des Trichoptères de la vallée d'Aure (Hautes-Pyrénées). *Annales de Limnologie* 3 (3) : 399-577.
- Dorier A., 1962-1963. *Documents pour servir à la connaissance des Simuliidae du sud-est de la France*. Travaux du laboratoire d'hydrobiologie et de pisciculture de l'Université de Grenoble, 54,55 : 7-79.
- Gallardo-Mayenco A. & Toja J., 2002. Spatio-temporal distribution of Simuliids (Diptera) and associated environmental factors in two mediterranean basins of Southern Spain. *Limnetica* 21 (1-2): 47-57.
- Gasith A. & Resh V., 1999. Streams in mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual review of Ecology and systematics* 30: 51-81.
- Germain L., 1931. *Mollusques terrestres et fluviatiles. Faune de France*, vol. 22. Librairie de la faculté des sciences. Paris, 897 p.
- Giudicelli J., 1973. Les *Agapetinae* en Provence (Trichoptera, Glossosomatidae). *Agapetus cravensis*, espèce nouvelle pour la science. *Nouvelle Revue d'entomologie*, 3, 1 : 33-38.
- Giudicelli J., Dia A. & Legier P., 1980. Étude hydrobiologique d'une rivière méditerranéenne, l'Argens (Var, France). Habitats, hydrochimie, distribution de la faune benthique. *Bijdragen tot de Dierkunde* 50 (2) : 303-341.
- Giudicelli J. & Botosaneanu L., 1999. The remarkable case of a water striding, mainly brachypterous new species of *Rhyacophila* Pictet (Trichoptera) from the river Sorgue (Southern France). *Annales de la Société entomologique de France (N.S.)* 35, (3-4) : 265-273.
- Giudicelli J., Arnaud O., Garrone C. & Le Guellec G., 2006. Étude écologique et hydrobiologique du réseau hydrographique des Sorgues (département du Vaucluse, France). *Ephemera* 8 (2) : 121-141.
- Giudicelli J. & Derrien M., 2008. Les invertébrés des eaux courantes du Parc national du Mercantour. Inventaire, biogéographie, écologie. I. Trichoptères, Diptères Blépharicérides et Simuliides. *Ephemera* 10 (1) : 35-63.
- Moretti G.P., Di Giovanni M. V., Gianotti F.S., Goretti E. & Chiapafreddo U., 1997. I Trichotteri italiani della collezione G.P. Moretti. Catalogo. *Rivista di Idrobiologia* 36, 437 p.
- Mouthon J., 1986. *Emmericia patula* (Gasteropoda, Emmericiidae) et *Menetus dilatatus* (Gasteropoda, Planorbiidae), deux espèces nouvelles pour la faune de France. *Basteria* 50 : 181-188.
- Nicod J., 1988. *Barrages de travertins, marais et aménagements de la haute vallée de l'Argens (Var)*. Rapport n° 17, URA 903 CNRS, Travaux n° 27, 73-87.
- Nicod J., 2000. Sources et hydrosystèmes karstiques des régions arides et semi-arides. *Karstologia* 35 : 47-58.
- Thomas A., 1981. *Travaux sur la taxonomie, la biologie et l'écologie d'insectes torrenticoles du Sud-Ouest de la France (Éphéméroptères et Diptères : Dixidae, Cecidomyiidae, Rhagionidae et Athericidae) avec quelques exemples de perturbations par l'homme*. Thèse de doctorat d'État, Université Paul Sabatier, Toulouse, n° 988, 330 p.

A syntaxonomical and synecological research on the steppe vegetation of the Karacadağ Mountain (Şanlıurfa-Diyarbakır / Turkey)

Une recherche syntaxonomique et synécologique sur la végétation de steppe de la Montagne Karacadağ (Şanlıurfa-Diyarbakır / Turquie)

Ömer Faruk KAYA¹, Osman KETENOĞLU²

1. Department of Biology, Art & Science Faculty, University of Harran, 63300-Osmanbey, Şanlıurfa, Turkey

2. Department of Biology, Science Faculty, University of Ankara, 06100-Tandoğan, Ankara, Turkey

Correspondence: Dr. Ömer Faruk Kaya

Department of Biology, Art & Science Faculty, Harran University, 63300-Osmanbey Campus, Şanlıurfa, Turkey

Tel: + 90 414 318 35 68

Fax: + 90 414 344 00 51

E-mail: phytosociologist@gmail.com

Abstract

This investigation was carried out to study the steppe vegetation of Karacadağ. The study area is located in the central part of Southeastern Anatolia. According to Zohary (1973), Southeastern Anatolia is within the borders of Mesopotamia sector of west Irano-Turanian subregion of Irano-Turanian region. All the syntaxa (two new alliances and five new associations) described in the study area, were included in the class of Astragalo microcephali–Brometea tomentelli Quézel 1973. The distribution of the alliances and associations in the study area and their brief ecologies were provided.

Résumé

Cette recherche a été menée pour étudier la végétation de steppe de Karacadağ. La zone d'étude est située dans la partie centrale du sud-est de l'Anatolie. Selon Zohary (1973), Anatolie du Sud-Est dans les frontières du secteur de la Mésopotamie à l'ouest irano-sous-région touraniennes de irano-tourannienne région. Tous les syntaxa (deux de l'Alliance nouvelle et cinq nouvelles associations) décrits dans la zone d'étude ont été inclus dans la classe Astragalo microcephali Brometea tomentelli Quézel 1973. La répartition des alliances et des associations dans la zone d'étude et de leurs écologies succinctes a été fournie.

Introduction

Karacadağ is in Southeastern Anatolian region in terms of geographical position and it is within the C7 and C8 square in Grid System which was created according to latitudes and longitudes in the Flora of Turkey (Davis 1965-1985; Davis *et al.* 1988; Güner *et al.* 2000). The study area has roughly 45 km length in north-south direction and 23 km length in east-west direction from the point of air distance (Figure 1).

The study area located in Irano-Turanian phytogeographic region is in a position that is near to Southeastern Taurus Mountains (Anti-Taurus) which are located in the transition zone to the Mediterranean phytogeographic region. Southeastern Anatolia region has characteristics that are specific to itself in terms of phytogeography and flora. A large part of the region is covered by the steppe vegetation that is Irano-Turanian in origin. 36% of Southeastern Anatolia region flora is Irano-Turanian, 32% of it is Mediterranean, 2% or

Keywords: new syntaxa, irano-turanian, fertile crescent, Southeastern Anatolia, Turkey.

Mots clés : nouveau syntaxa, irano-tourannienne, croissant fertile, Anatolie du Sud-Est, Turquie.

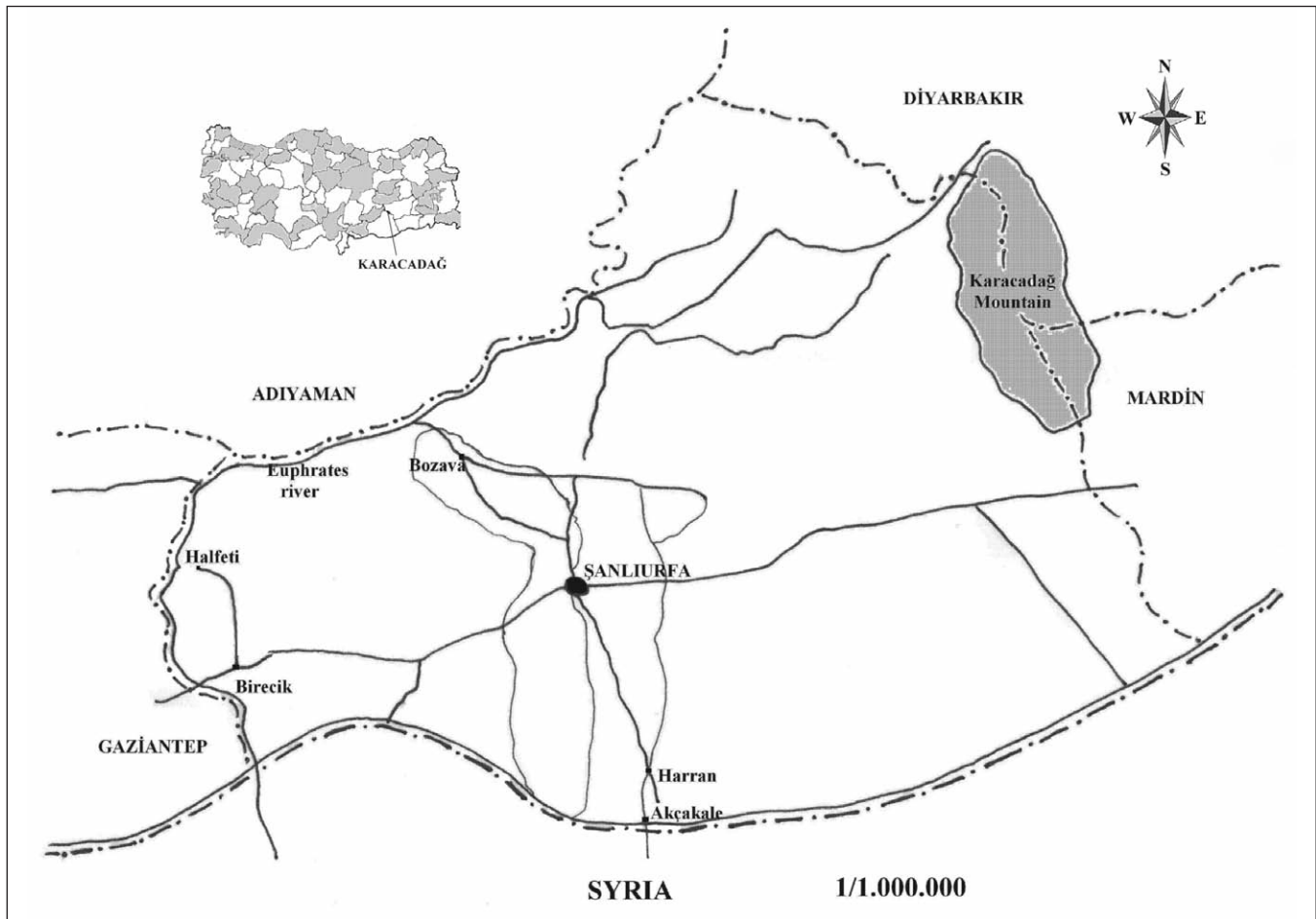


Figure 1 – Geographical map of the study area.

3% is Eurosiberian and the rest of it is covered by the elements of which the origin is unknown (Saya & Ertekin 1998).

Karacadağ is one of the important plant and nature areas on which wild relatives of many Poaceae and Fabaceae plants grow (Özhatay *et al.* 2003; Anonymous 2004; Biricik *et al.* 2006). Findings of many researches published in recent years highlight that wheat farming in the world has first time started in Karacadağ and its district included in “fertile crescent” (Nevo *et al.* 1986; Nevo 1992; Diamond 1997; Heun *et al.* 1997; Jones *et al.* 1998; Nesbit & Samuel 1998; Lev-Yadun *et al.* 2000).

Unfortunately, the activities which increase day by day by depending on population growth lead to unbearable pressure on the plant diversity. Forest vegetations have been destroyed because the trees (especially oaks) have been cut for making them fuel and thus replaced by steppe vegetations in which *Astragalus* L. is a dominant especially.

Material and Methods

Flora of Turkey (Davis 1965-1985; Davis *et al.* 1988; Güner *et al.* 2000) has been used in identifying taxa as a basic resource. Other basic floras (Rechinger 1965-1977; Bor 1968) and the studies of Malyer (1983), Kaynak & Ketenoğlu (1986), Kaynak (1989), Ertekin (1994; 2002) and Kaya *et al.* (2009) were used.

Braun-Blanquet (1965) approach was used in order to analyze the vegetation. The size of the relevés was estimated by means of minimal area and was determined 50 m² for steppe vegetation. Evaluations of the syntaxa were made by the study of Quézel (1973). Sørensen (1948) similarity index was used to compare defined syntaxa with the similar syntaxa identified in different regions in terms of their floristic compositions. International Code of Phytosociological Nomenclature principles were followed for denomination of the new syntaxa (Weber *et al.* 2000). Soil samples from the study area were analyzed according to Tüzüner (1990).

Results

Brief description of the area

Geography

Karacadağ is an extinct volcanic body lying between northwest of Şanlıurfa and southwest of Diyarbakır with the direction of north-south. Geographic position of Karacadağ is in between 37° 30' 25"-37° 59' 05" north latitudes and 39° 20' 27"-40° 0' 0" east longitudes. The top point of Karacadağ Mountain is Mirgimir Hill (1981 m). The other important altitudes of Karacadağ are Mandal Hill (1895 m), Besrek Hill (1350 m), Keluşak Hill, Hazel Hill (1839 m), Bakşo Hill (1883 m) and Kollubaba Hill (1957 m). Most of these hills are chapped by small streams which dry in summers.

Geology

Volcanic Karacadağ body separates South-eastern Anatolia into two drainage basins; one of them is Tigris river in the east and the other is Euphrates river in the west. This body can be described as a big lava shield composed of basaltic lavas. Karacadağ volcanic body is formed through overlapping of basaltic lava domes. There is no volcanic structure on Karacadağ that is eroded excessively. The slope of volcanic (~2°) body from top to the periphery parts is very low (Sözer 1984). As Karacadağ is not very high it also does not seem grandiosely. The lava plateau which also includes Karacadağ has such low slope that it seems flat. A little increase in this slope is seen in the piedmonts of Karacadağ. The Karacadağ body is chapped by the valleys which lie from the center to the periphery in a beam like manner (Tolun 1954). The Karacadağ block has taken today's shape as a result of the tectonic events occurred at the end of Pleocene era and at the beginning of Pleistocene era (Sayar 1932).

Soils

A large part of Karacadağ is covered by basaltic soils. However, lithosol soils which are among the azonal soil groups and of which bedrock is basaltic are seen in the low slope locations. These lithosol soils cover smaller area than the coverage of brown forest soils, bare rock which is an unused area, detrituses and colluvial soils (Anonymous 1994; 1995) (Figure 2).

According to the results of analysis, soils are clayish-loamy and loamy textured. These soils are among the soils which have the most appropriate physical property for the plants. Saturation ratios differ by depending on soil texture and these ratios are highly suitable for the growth of plant roots. pH of the soil has a slightly acidic character (average pH is 6.2). These pH values are ideal for the plant growth and they are suitable for taking up many micro elements and phosphorus. Lime ratio changes from 1.4% to 1.5% and it is low. Phosphorus and potassium which are important for the plant growth are in a sufficient level in the soils of the region. With respect to results

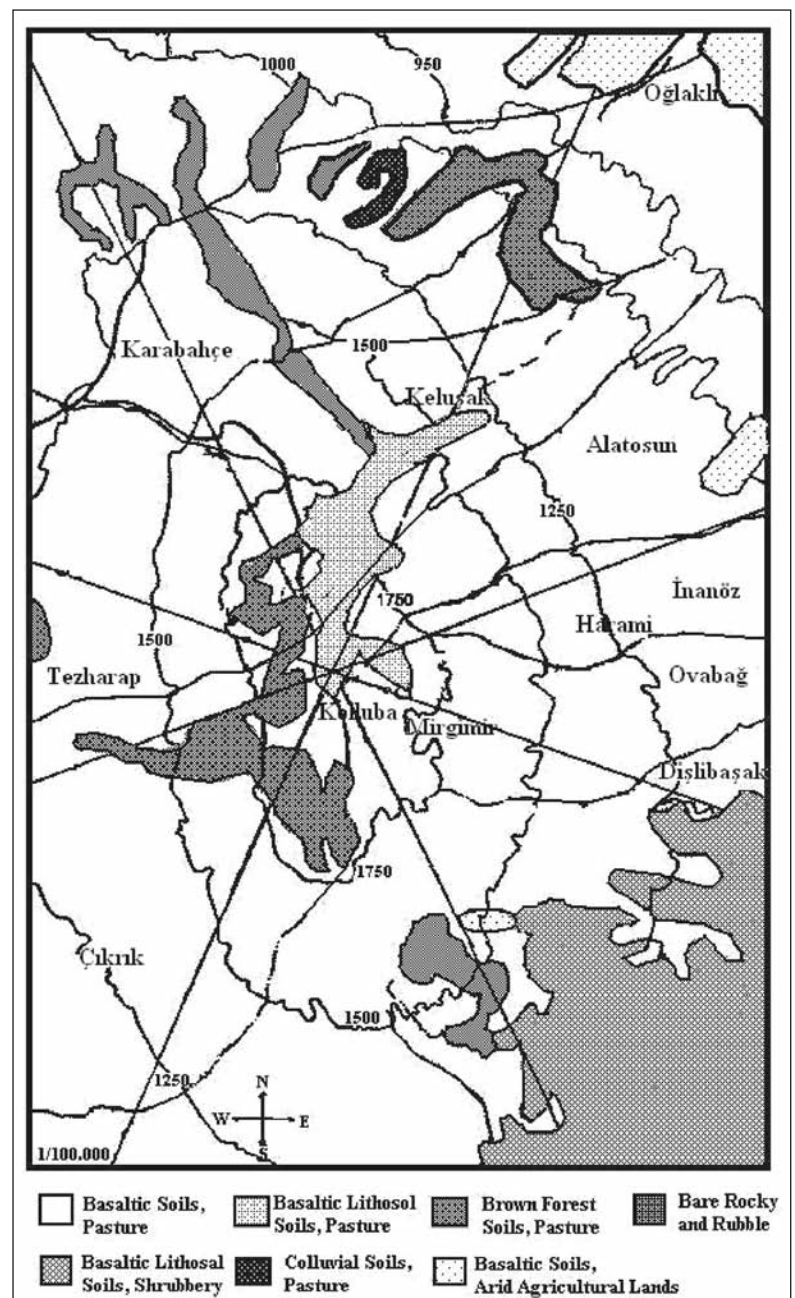


Figure 2 – The great soil groups of Karacadağ.

analysis of another quality of the study area soils is that these soils have rich organic substance. Organic substance includes nutrients (especially nitrogen) needed by the plant and it also increases aggregation of soil granules (Table 1).

It is seen that soil parameters are in optimal ratios for the plant growth. Therefore, this shows that the reason for the weak vegetation in Karacadağ is the other factors (overgrazing, land clearing, temperature, etc.) apart from soil.

Bioclimatic Analysis

The climatic data are based on that of the Şanlıurfa, Diyarbakır, Siverek, Hilvan and Karacadağ stations (Anonymous 2005). The study area is under the influences of semi arid, cool-cold and variants of Mediterranean climate (Akman & Daget 1971). First type of the East Mediterranean regime precipitation (W.Sp.A.Sm.) is seen in the study area. Arid period in all of the five stations lasts generally from the middle of April to October. July is the most arid and hottest month in all of the stations (Table 2).

Vegetation of the Study Area

This study was conducted in Karacadağ which is the most important nature and plant area of Southeastern Anatolia region. Two alliances and five associations which belong to the steppe vegetation of Karacadağ which is a dormant volcano were identified (Figure 3).

Astragalo erythrotaeni-Gundelion armatae
Kaya & Ketenoğlu all. nov.

Holotype: *Astragalo erythrotaeni-Gundelietum armatae* ass.nov.

The alliance includes the associations which belong to the steppe vegetation with on altitude of 1000-1500 m in which brown forest soils are dominant. There is not any tree or shrub layer in the floristic composition of the alliance and the associations that form the alliance compose only of grass layer. It is seen in the locations with the slopes of 4 and 35 degrees inclination. The alliance is represented in the study area with two associations. Many of the characteristic species composes of endemic and rare species which are specific to the region.

Table 1 – Analysis of the soils taken from the study area.

Associations	Saturation (%)	Salt (%)	pH	CaCO ₃ (%)	P ₂ O ₅ (kg/da)	K ₂ O (kg/da)	Organic matter (%)	Texture
<i>Scrophulario armenae-Astragaletum akardaghici</i>	60	0.073	5.9	1.5	24.5	108	3.6	CL
<i>Astragalo erythrotaeni-Gundelietum armatae</i>	65	0.080	6.5	1.5	10.9	51.8	5.4	L
<i>Symphyto aintabici-Phlometum kurdicae</i>	60	0.073	5.9	1.5	24.5	107.7	3.6	CL
<i>Taneceto orientali-Astragaletum gummiferi</i>	62	0.073	6.0	1.4	24.5	108	3.7	CL
	60	0.080	6.9	1.5	15.5	60.4	2.7	L
<i>Thymo glabrescenti-Phlometum armeniaca</i>	62	0.065	6.4	1.5	41.9	66.9	3.3	CL

Texture Legend: CL: Clay-Loamy, L: Loamy.

Table 2 – Climatic data of the meteorological stations.

Stations	Altitude (m)	P (mm)	PE	S	M (°C)	m (°C)	Q	Prencip. regime	Bioclimate
Şanlıurfa	547	458.1	5.4	0.13	39	2.7	42.9	W.Sp.A.Sm.	Semiarid cool medit.
Diyarbakır	677	479.4	8.5	0.22	38.6	- 2.1	40.4	W.Sp.A.Sm.	Semiarid cold medit.
Siverek	801	577.9	15	0.39	37.6	0.9	53.8	W.Sp.A.Sm.	Semiarid cool medit.
Hilvan	585	440.2	3	0.07	38.6	0.1	39	W.Sp.A.Sm.	Semiarid cool medit.
Karacadağ	1040	569	22.5	0.61	36.3	- 5.2	47.4	W.Sp.A.Sm.	Semiarid very cold medit.

P: mean annual precipitation in mm; M: mean maximum temperature (°C) for the hottest month; m: mean minimum temperature (°C) for the coldest month; Q: Emberger's pluviothermic quotient: 2000 P/M²-m²; PE: summer rainfall; S/PE/M: Emberger's index of xericity; Sp: spring; W: winter; A: autumn; Sm: summer, medit.: Mediterranean.

The alliance that characterizes a part of South-eastern Anatolian steppes is included in *Astragalo microcephali-Brometea tomentelli* Quézel 1973 class. The alliance could not be connected to any present orders in this class.

The characteristic and differential species of the alliance are those; *Alcea striata* (DC.) Alef subsp. *striata*, *Astragalus amblelepis* Fisch., *Astragalus erythrotaeni* Boiss., *Astragalus plumosus* Willd. var. *akardaghicus* (Eig) D.F. Chamb. & Matthews, *Cerasus microcarpa* (C.A. Mey.) Boiss. subsp. *tortuosa* (Boiss. & Hausskn.) Browicz, *Cicer echinospermum* P.H. Davis, *Crucianella exasperata* Fisch. & C.A. Mey., *Dianthus hymenolepis* Boiss., *Dianthus strictus* Banks & Sol. var. *gracilior* (Boiss.) Reeve, *Grammosciadium macrodon* Boiss., *Gundelia tournefortii* L. var. *armata* Freyn & Sint., *Lathyrus inconspicuus* L. var. *stenophyllus* (Boiss.) Rech., *Lens montbretii* (Fisch. & C.A. Mey.) P.H. Davis & Plitmann, *Lotus gebelia* Vent. var. *hirsutissimus* (Ledeb.) Dinsm., *Medicago shepardii* Post ex Boiss., *Onobrychis megataphros* Boiss., *Onosmo rascheyanum* Boiss., *Paracaryum cristatum* (Schreb.) Boiss. subsp. *cristatum*, *Scrophularia libanotica* Boiss. subsp. *armena* R.R. Mill, *Torilis leptocarpa* (Hochst.) C.C. Towns., *Trifolium hausknechtii* Boiss. var. *candollei* (Post) Hos-sain.

Two associations which belong to this alliance were identified on between Karabahçe village and Kollubaba Hill (1400-1450 m) in the northwest and on Koh plateau (1340-1550 m) in the borders of Alatosun in the northeast of the study area.

Scrophulario armenae-Astragaletum akardaghici Kaya & Ketenoğlu ass. nov. (Table 3)

Holotype: relevé 28, East of Karabahçe village, Kollubaba Hill road, Lat: 37° 46' 370" N, Lon: 039° 46' 702" E, 1420 m, cover 60%, size of sample plot: 50 m².

This association was identified at the altitudes of 1400-1450 m in between Karabahçe village and Kollubaba hill in the northwest of the study area. The association deploys in east and west directions. The association spreads on volcanic bedrock. The reaction of its soil is slightly asidic (pH 5.9). It has a soil structure with high organic matter (3.6%) and medium salty (0.073). The saturation is 60%. Texture class of the soil is clay-loamy. *Astragalus plumosus* Willd. var. *akardaghicus* (Eig) D. F. Chamb. & Matthews is dominant on the phys-

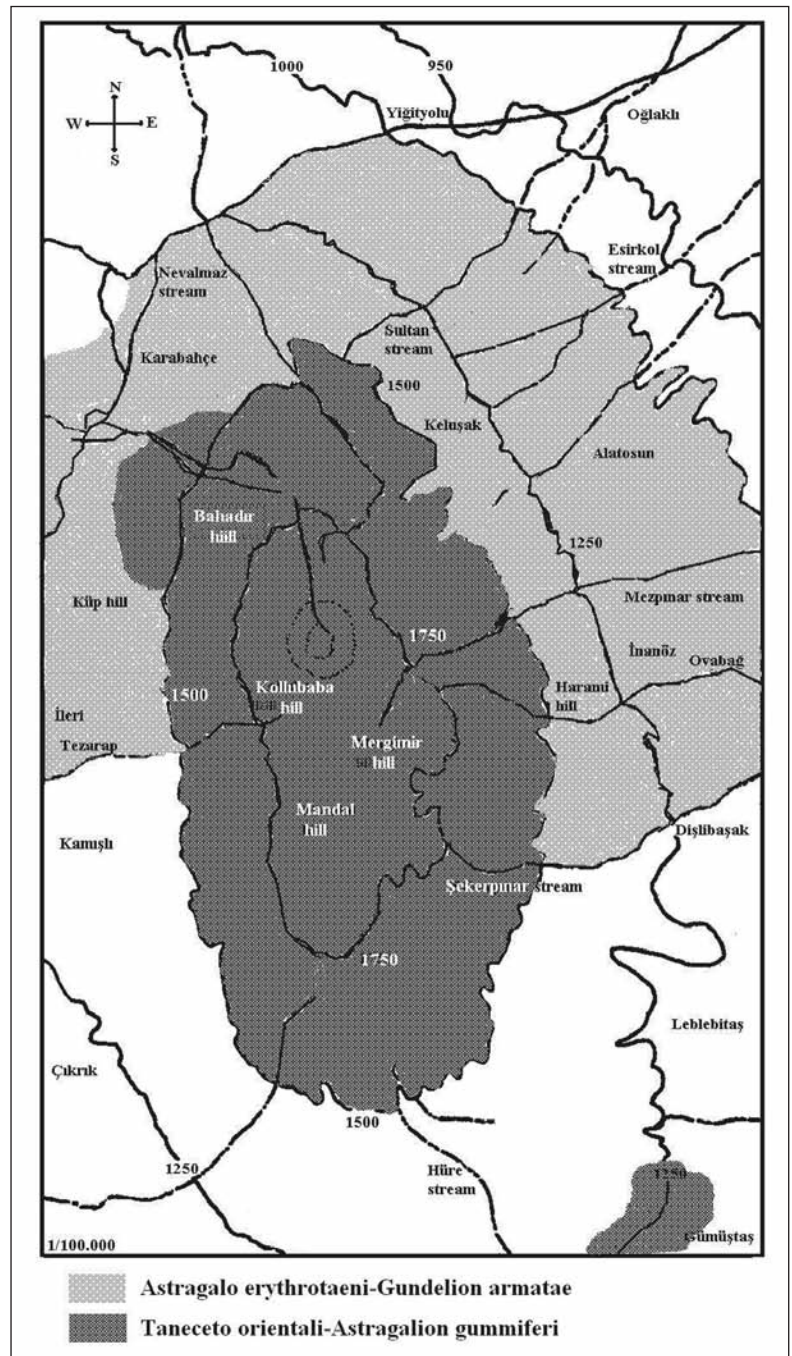


Figure 3 – Distribution of alliances on the Karacadağ.

iognomy of the association and is highly distributed in the South and Central Anatolia.

The association was connected to *Astragalo microcephali-Brometea tomentelli* Quézel 1973, alliance of *Astragalo erythrotaeni-Gundelion armatae* all. nov. When this association is compared with *Arenario acerosae-Astragaletum akardaghici* identified by Duman (1995) in Engizek Mountain in terms of Sørensen (1948) similarity index, it has a low similarity ratio such as 11.9%.

Table 3 – Scrophulario armenae-Astragaletum akardaghici Kaya & Ketenoğlu ass. nov.

	1	2	4	24	25	26	27	28	29	30	
Relevé No	1	2	4	24	25	26	27	28	29	30	
Species number	33	44	45	49	52	59	56	49	50	54	
Size of plot (m²)	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	
Parent rock	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	
Inclination (°)	4	35	4	30	35	35	30	4	4	4	
Altitude (m)	1420	1410	1400	1420	1450	1450	1420	1420	1410	1400	
Exposition	NW	NW	NW	NW	NW	NW	NW	NW	NW	NW	
Herb layer cover (%)	70	70	70	65	70	65	60	60	65	65	Presence
Herb layer height (cm)	30	30	30	40	20	45	40	50	50	50	
Total cover (%)	70	70	70	65	70	65	60	60	65	65	
LF											
Characteristic and differential species of the association											
Ch <i>Astragalus plumosus</i> var. <i>akardaghici</i>	23	34	33	33	33	33	23	34	33	23	V
H <i>Scrophularia libanotica</i> subsp. <i>armena</i>	22		23	23			12	23	23		IV
H <i>Onobrychis megataphros</i>			+1					11	11	+1	III
Characteristic species of Astragalo erythrotaeni-Gundelion armatae											
H <i>Torilis leptocarpa</i>	+1	+1	+1				+1	+1	+1	+1	IV
H <i>Lotus gebelia</i> var. <i>hirsutissimus</i>	+1		+1		+1	+1		+1	+1		III
H <i>Astragalus erythrotaeni</i>		+1	+1		+1			12		12	III
Th <i>Trifolium hausknechtii</i> var. <i>candollei</i>	+1	+1			+1		+1			+1	III
H <i>Dianthus strictus</i> var. <i>gracilior</i>					+1	+1	+1	+1		+1	III
H <i>Gundelia tournefortii</i> var. <i>armata</i>			22		+1	12				22	II
Th <i>Medicago shepardii</i>	+1	+1		+1				+1			II
H <i>Alcea striata</i> subsp. <i>striata</i>			+1		+1	+1					II
H <i>Grammosciadium macrodon</i>		+1				+1		+1			II
Th <i>Lens montbretii</i>			11		+1			11			II
H <i>Astragalus amblolepis</i>							+1	+1	+1		II
Th <i>Lathyrus inconspicuus</i> var. <i>stenophyllus</i>							+1	11			I
H <i>Dianthus hymenolepis</i>					11	+1					I
Th <i>Cicer echinospermum</i>			12					11			I
Characteristic species of Astragalo-Brometea											
Ch <i>Noaea mucronata</i> subsp. <i>tournefortii</i>	12	22	12	22	12	22	22	22	12	11	V
H <i>Poa bulbosa</i>	+1		+1	+1			12	+1	+1	+1	IV
Th <i>Bromus tectorum</i>			+1	12			22	+1	+1	+1	III
H <i>Teucrium polium</i>	12	+1	+1		12			12		+1	III
H <i>Veronica orientalis</i> subsp. <i>orientalis</i>	+1		+1		+1	+1			+1	+1	III
H <i>Cruciata taurica</i>			+1		+1			+1	+1	+1	III
Th <i>Trifolium campestre</i>	+1	+1			+1	+1	+1				III
H <i>Scutellaria orientalis</i> subsp. <i>bicolor</i>			+1					+1	+1	+1	II
Th <i>Xeranthemum annuum</i>			+1					+1	+1	+1	II
Th <i>Stipa holosericea</i>			+1					+1	+1	+1	II
H <i>Potentilla recta</i>			+1					+1	+1	+1	II
H <i>Alyssum murale</i> var. <i>murale</i>		+1		+1	+1						II
Th <i>Trifolium arvense</i> subsp. <i>arvense</i>		+1					+1	+1			II
Th <i>Dactylis glomerata</i> subsp. <i>glomerata</i>					+1	+1		+1			II
Th <i>Briza humilis</i>				+1		+1				+1	II
Th <i>Koeleria cristata</i>							+1	+1		+1	II
Th <i>Bromus tomentellus</i>		+1			+1						I
Ch <i>Astragalus gummifer</i>							12	11			I
H <i>Eryngium campestre</i> var. <i>virens</i>					12	+1					I
Th <i>Ranunculus arvensis</i>				+1				+1			I
Companions											
H <i>Hordeum bulbosum</i>		12	+1		11	11	12	+1	12	+1	IV
Th <i>Aegilops columnaris</i>	11		12	11			+1	12	12	11	IV
Th <i>Peltaria angustifolia</i>	+1		+1	+1			+1	+1	+1		III
Th <i>Scandix stellata</i>			+1		+1		+1	+1	+1	+1	III
H <i>Umbilicus erectus</i>		+1	+1	+1			+1		+1	+1	III
H <i>Anchusa azurea</i> var. <i>azurea</i>	+1	+1		+1			+1	+1		+1	III
H <i>Trifolium ambigium</i>		+1			+1	+1	+1		+1	+1	III
Th <i>Echinaria capitata</i>			+1	+1			+1	+1	+1	+1	III
G <i>Ornithogalum narbonense</i>	+1	+1		+1			+1	+1		+1	III
Th <i>Trifolium hirtum</i>	+1	+1		12			12	+1	+1		III
Th <i>Astragalus hamosus</i>	+1	+1			+1	+1		+1		+1	III
Th <i>Legousia speculum-veneris</i>					+1	+1	+1	+1		+1	III
Th <i>Filago pyramidata</i>			+1	+1				+1	+1	+1	III
Th <i>Ziziphora capitata</i>				11	11		11	11		11	III
Th <i>Rhagadiolus stellatus</i> var. <i>stellatus</i>	+1	+1		+1				+1		+1	III
Th <i>Avena sterilis</i> subsp. <i>sterilis</i>	+1	+1		+1	+1	+1					III
Th <i>Melica persica</i> subsp. <i>inaequiglumis</i>			+1					12	+1	11	III

Th	<i>Rhagadiolus angulosus</i>			+1		+1		+1	+1				+1	III	
H	<i>Arenaria gypsophiloides</i> var. <i>gypsophiloides</i>						+1	+1				+1	+1	+1	III
H	<i>Scorzonera semicana</i>			+1	+1	+1						+1	+1	+1	III
Th	<i>Cerastium anomalum</i>			+1		+1				+1			+1	+1	III
Th	<i>Roemeria hybrida</i> subsp. <i>hybrida</i>			+1	+1	+1	+1					+1			III
H	<i>Centaurea solstitialis</i> subsp. <i>solstitialis</i>			+1		12	+1					+1	11		III
Th	<i>Trifolium retusum</i>			+1		+1	+1			+1			+1		III
H	<i>Torilis leptophylla</i>						+1	+1	+1	+1		+1		+1	III
G	<i>Colchicum szovitsii</i>			+1		+1	+1			+1		+1			III
G	<i>Orchis coriophora</i>				+1	+1	+1	+1						+1	III
H	<i>Silene dichotoma</i> subsp. <i>dichotoma</i>			+1		+1			+1			+1		+1	III
Th	<i>Orobanche mutelii</i>					+1			+1			+1	+1	+1	III
H	<i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>leiosperma</i>						+1	+1				+1	+1		II
H	<i>Silene longipetala</i>			+1		+1			+1	+1					II
Th	<i>Erysimum repandum</i>					+1				11		+1		+1	II
Th	<i>Bromus japonicus</i> subsp. <i>japonicus</i>			+1	+1		+1						+1		II
Th	<i>Festuca callieri</i> subsp. <i>callieri</i>					+1				+1		+1	+1		II
H	<i>Centaurea iberica</i>						+1		+1	+1			+1		II
Th	<i>Helianthemum ledifolium</i> var. <i>ledifolium</i>						+1			+1		+1		+1	II
H	<i>Papaver fugax</i> var. <i>fugax</i>					+1	+1			+1			+1		II
H	<i>Rochelia cancellata</i>			+1		+1				+1		+1	+1		II
Th	<i>Trifolium scabrum</i>				+1		+1				+1	+1			II
H	<i>Bryonia multiflora</i>						+1	+1	+1						II
H	<i>Pimpinella kotschyana</i>			+1				+1	+1			+1			II
G	<i>Ornithogalum orthophyllum</i>			+1		+1				+1		+1	+1		II
H	<i>Salvia multicaulis</i>			+1				+1			+1			+1	II
H	<i>Malabaila secacul</i>					+1						+1	+1	+1	II
Th	<i>Sedum nanum</i>			+1			+1	+1		+1					II
H	<i>Aethionema grandiflorum</i>							+1		+1			+1	+1	II
Th	<i>Anthemis austriaca</i>					+1			+1			+1	+1		II
Th	<i>Valerianella kotschyi</i>				+1		+1		+1			+1			II
G	<i>Arum dioscoridis</i> var. <i>dioscoridis</i>			+1	+1		+1			+1					II
Th	<i>Galium aparine</i>					+1	+1					+1		+1	II
H	<i>Rumex patientia</i>			+1	+1		+1			+1					II
G	<i>Ixiolirion tataricum</i> subsp. <i>montanum</i>			+1		+1						+1	+1		II
Th	<i>Alyssum strigosum</i> subsp. <i>strigosum</i>								11	+1				+1	II
H	<i>Convolvulus betonicifolius</i> subsp. <i>peduncularis</i>			+1				+1		+1					II
Th	<i>Trifolium pauciflorum</i>			+1						+1		+1			II
H	<i>Verbascum lasianthum</i>							+1			+1	11			II
Th	<i>Tripleurospermum parviflorum</i>							+1			+1		+1		II
H	<i>Achillea aleppica</i> subsp. <i>aleppica</i>											+1	+1	+1	II
H	<i>Ranunculus cuneatus</i>					+1							+1	+1	II
Ch	<i>Rosa canina</i>				+1		+1					+1			II
Th	<i>Callipeltis cucullaria</i>			+1		+1			+1						II
Th	<i>Picris kotschyii</i>				+1	+1			+1						II
Th	<i>Lathyrus vinealis</i>						+1	+1				+1			II
H	<i>Nepeta nuda</i> subsp. <i>albiflora</i>						+1	+1				+1			II
H	<i>Cichorium intybus</i>			+1			+1					+1			II
H	<i>Rindera lanata</i> var. <i>lanata</i>			+1				+1				+1			II
Th	<i>Linaria armeniaca</i>					+1							+1	+1	II
H	<i>Sanguisorba minor</i> subsp. <i>lasiocarpa</i>			+1								+1			I
H	<i>Phlomis kurdica</i>					11		11							I
Th	<i>Astragalus garaensis</i>							+1					+1		I
Th	<i>Crepis sancta</i>								11			+1			I
Th	<i>Malva neglecta</i>						+1		+1						I
G	<i>Corydalis rutifolia</i> subsp. <i>erdelii</i>			+1						+1					I
H	<i>Papaver rhoeas</i>				+1		+1								I
Th	<i>Trifolium tomentosum</i>							+1				+1			I
Th	<i>Taeniatherum caput-medusae</i> subsp. <i>crinitum</i>							11	+1						I
H	<i>Inula oculus-christi</i>												+1	+1	I
H	<i>Scrophularia mesopotamica</i>						+1					+1			I
G	<i>Gladiolus illyricus</i>					+1							+1		I
H	<i>Geranium tuberosum</i> subsp. <i>tuberosum</i>								11						I
H	<i>Trifolium physodes</i> var. <i>psilocalyx</i>			+1											I

Table 4 – Astragalo erythrotaeni-Gundelietum armatae Kaya & Ketenoğlu ass. nov. (type ass.).

	18	19	82	83	84	85	86	87	88	89	
Relevé No	18	19	82	83	84	85	86	87	88	89	
Species number	34	32	53	55	45	41	44	35	34	33	
Size of plot (m²)	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	
Parent rock	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	
Inclination (°)	5	5	15	5	5	5	10	10	10	10	
Altitude (m)	1340	1510	1350	1510	1530	1530	1540	1550	1550	1550	
Exposition	S	S	S	W	W	E	E	E	N	N	
Herb layer cover (%)	70	70	70	70	75	75	80	70	70	70	
Herb layer height (cm)	50	50	50	55	50	60	55	55	50	50	
Total cover (%)	70	70	70	70	75	75	80	70	70	70	Presence
LF											
Characteristic and differential species of the association											
H <i>Gundelia tournefortii</i> var. <i>armata</i>	34	44	34	33	33	44	33	33	44	33	V
H <i>Astragalus erythrotaeni</i>	+1		12	11		22		+1	12	11	IV
Th <i>Crucianella exasperata</i>			11	+1	+1					+1	II
H <i>Paracaryum cristatum</i> subsp. <i>cristatum</i>		11		11		12	+1				II
H <i>Onosma rascheyanum</i>			12		12		11				II
Characteristic species of Astragalo erythrotaeni-Gundelion armatae											
H <i>Lotus gebelia</i> var. <i>hirsutissimus</i>			11	+1		+1		+1			II
Th <i>Cicer echinospermum</i>			11	+1	+1			+1			II
H <i>Dianthus hymenolepis</i>		11		+1					+1		II
Th <i>Lens montbretii</i>			+1	11		+1					II
H <i>Torilis leptocarpa</i>			+1						+1	+1	II
H <i>Dianthus strictus</i> var. <i>gracilior</i>					+1	+1			+1		II
Th <i>Lathyrus inconspicuus</i> var. <i>stenophyllus</i>			+1					11			I
H <i>Grammosciadium macrodon</i>		11					+1				I
Th <i>Trifolium hausknechtii</i> var. <i>candollei</i>				+1		+1					I
H <i>Alcea striata</i> subsp. <i>striata</i>			+1	11							I
H <i>Astragalus amblelepis</i>								+1	11		I
Th <i>Medicago shepardii</i>			+1								I
Characteristic species of Astragalo-Brometea											
Ch <i>Noaea mucronata</i> subsp. <i>tournefortii</i>	33	23	33	23	23	33		23	33	22	V
Th <i>Bromus tectorum</i>	12		12	+1	+1		+1	+1		+1	IV
Th <i>Xeranthemum longipapposum</i>	+1		+1	11	+1		12			11	III
H <i>Poa bulbosa</i>	11			+1		+1	+1				II
Th <i>Briza humulis</i>		+1	+1					+1			II
Th <i>Koeleria cristata</i>				+1			+1		+1	+1	II
Ch <i>Alyssum murale</i> var. <i>murale</i>			+1			+1	+1				II
H <i>Centaurea virgata</i>			+1			+1	+1				II
Th <i>Dactylis glomerata</i> subsp. <i>glomerata</i>			+1			+1	+1				I
H <i>Teucrium polium</i>				11	12					+1	II
Th <i>Ziziphora tenuior</i>		11	+1						11		II
H <i>Marrubium parviflorum</i> subsp. <i>parviflorum</i>			11			11		+1			II
H <i>Eryngium campestre</i> var. <i>virens</i>			11	11				11			II
Th <i>Trifolium arvense</i> subsp. <i>arvense</i>			+1					+1			I
Th <i>Trifolium campestre</i>						12				12	I
Th <i>Picnomon acarna</i>	+1		+1								I
Companions											
Th <i>Vicia seriocarpa</i> var. <i>seriocarpa</i>	11		11	+1			+1		+1	+1	III
Th <i>Scandix stellata</i>		+1		11	+1		12		12		III
H <i>Sanguisorba minor</i> subsp. <i>lasiocarpa</i>			+1		+1	11		11		11	III
H <i>Hordeum bulbosum</i>	12		12	11				11	12		III
H <i>Centaurea iberica</i>		11		+1	11	+1		+1			III
Th <i>Callipeltis cucullaria</i>			+1		11		+1		+1	+1	III
H <i>Rochelia cancellata</i>		+1		11			+1	11		+1	III
Th <i>Erodium cicutarium</i> subsp. <i>cutarium</i>	+1		+1		+1			+1	+1		III
Th <i>Bupleurum rotundifolium</i>		+1		+1		+1		+1	11		III
Th <i>Aegilops neglecta</i>		+1	+1		+1			+1		+1	III
H <i>Silene dichotoma</i> subsp. <i>sibthorpiana</i>	11		11	+1				+1		12	III
Th <i>Filago pyramidata</i>					+1	+1			+1	+1	II
H <i>Achillea aleppica</i> subsp. <i>aleppica</i>		+1		+1				+1	+1		II
H <i>Salvia bracteata</i>				11			11		+1	11	II
Th <i>Crepis sancta</i>				12	+1		+1		11		II
Th <i>Malva neglecta</i>			+1		11		+1			11	II
H <i>Trifolium ambigium</i>			+1		+1				+1	+1	II
Th <i>Papaver argemone</i>		+1					+1		+1	+1	II
Th <i>Habrosia spinuliflora</i>	+1		+1				+1	+1			II

Th	<i>Xanthium spinosum</i>			+1	12	11	11			II		
Th	<i>Trifolium sylvaticum</i>			+1		+1	+1	+1		II		
Ch	<i>Thymus longicaulis</i> subsp. <i>chaubardii</i> var. <i>chaubardii</i>		12		+1		12		11	II		
H	<i>Carduus pycnocephalus</i> subsp. <i>albidus</i>	+1		+1	+1			+1		II		
H	<i>Echium italicum</i>		+1		+1		+1		+1	II		
H	<i>Inula britannica</i>		11		+1		12		11	II		
Th	<i>Alyssum desertorum</i> var. <i>desertorum</i>			+1		+1	+1		+1	II		
H	<i>Cichorium intybus</i>		+1				+1		+1	+1	II	
H	<i>Leontice leontopetalum</i> subsp. <i>leontopetalum</i>	+1		+1			+1			+1	II	
H	<i>Onopordum carduchorum</i>		11		11	11	+1				II	
Th	<i>Trifolium leucanthum</i>					+1		+1		+1	+1	II
Th	<i>Aegilops triuncialis</i> subsp. <i>triuncialis</i>	+1		+1				+1			+1	II
Th	<i>Lagoecia cuminoides</i>		+1	+1		+1			+1			II
H	<i>Ranunculus sericeus</i>		11		11	+1		+1				II
G	<i>Crocus pallasii</i> subsp. <i>turcicus</i>		11		11	+1		+1				II
Th	<i>Trifolium nigrescens</i> subsp. <i>nigrescens</i> var. <i>nigrescens</i>	+1		+1			+1	+1				II
Th	<i>Xeranthemum annuum</i>			+1	+1			+1				II
Th	<i>Senecio vernalis</i>			12			12		+1			II
H	<i>Centaurea urvillei</i> subsp. <i>urvillei</i>						11	11			11	II
Ch	<i>Acantholimon acerosum</i> var. <i>acerosum</i>						+1			11	11	II
Th	<i>Trifolium speciosum</i>			+1	+1			+1				II
Th	<i>Trifolium pauciflorum</i>	+1				+1		+1				II
Th	<i>Ziziphora capitata</i>		11		11			+1				II
Th	<i>Erysimum repandum</i>				11			+1		+1		II
Th	<i>Bromus japonicus</i> subsp. <i>japonicus</i>	+1		+1					+1			II
H	<i>Geranium tuberosum</i> subsp. <i>tuberosum</i>				11		+1		+1			II
Th	<i>Festuca callieri</i> subsp. <i>callieri</i>				+1		+1			+1		II
Th	<i>Tripleurospermum parviflorum</i>		11		11			+1				II
H	<i>Urtica dioica</i>					12		11		11		II
Th	<i>Avena sterilis</i> subsp. <i>sterilis</i>	+1		+1				+1				II
H	<i>Umbilicus erectus</i>						+1		+1		+1	II
Ch	<i>Rosa canina</i>				12			12			11	II
H	<i>Papaver rhoeas</i>						11		11	11		II
Th	<i>Picris kotschyii</i>			+1				+1			+1	II
P	<i>Crataegus monogyna</i> var. <i>monogyna</i>				+1				+1		+1	II
Th	<i>Velezia rigida</i>	+1			+1				+1			II
Ch	<i>Bongardia chrysogonum</i>			+1				+1		+1		II
Th	<i>Vicia lathyroides</i>							+1	+1		+1	II
Th	<i>Hordeum murinum</i> subsp. <i>leporinum</i> var. <i>leporinum</i>		12		12			+1				II
H	<i>Teucrium parviflorum</i>				11			11		11		II
H	<i>Barbarea plantaginea</i>	+1		+1		+1						II
Th	<i>Lens orientalis</i>		11			+1			+1			II
Th	<i>Orobanche aegyptiaca</i>	+1		+1	+1							II
Th	<i>Vincetoxium canescens</i> subsp. <i>canescens</i>	+1		+1	+1							II
H	<i>Anarrhinum orientale</i>		+1				+1	+1				II
Th	<i>Myosotis stricta</i>					11				11	11	II
Th	<i>Sedum pallidum</i> var. <i>pallidum</i>		12		12			+1				II
Th	<i>Echinochloa crista-galli</i>					+1	+1				+1	II
Th	<i>Thlaspi perfoliatum</i>							11		11	+1	II
Th	<i>Cnicus benedictus</i> var. <i>benedictus</i>	+1		+1	+1							II
Th	<i>Legousia pentagonia</i>	+1		+1			+1					II
Th	<i>Nigella unguicularis</i>							+1	+1		+1	II
Ch	<i>Rubus sanctus</i>		12		12			+1				II
H	<i>Silene longipetala</i>					11		+1				I
Th	<i>Rhagadiolus stellatus</i> var. <i>stellatus</i>			+1			+1					I
P	<i>Pistacia khinjuk</i>		12					12				I
H	<i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>leiosperma</i>							11		11		I
H	<i>Centaurea solstitialis</i> subsp. <i>solstitialis</i>			+1	+1							I
Th	<i>Taeniatherum caput-medusae</i> subsp. <i>crinitum</i>		+1		+1							I
Th	<i>Lathyrus aphaca</i> var. <i>aphaca</i>		11		11							I
Th	<i>Bupleurum kurdicum</i>					11	+1					I
H	<i>Bryonia multiflora</i>						+1					I
P	<i>Crataegus orientalis</i> var. <i>orientalis</i>		11									I
H	<i>Prangos peucedanifolia</i>				11							I

Astragalo erythrotaeni-Gundelietum armatae Kaya & Ketenoğlu ass. nov. (Table 4, type ass.)

Holotype: relevé 82, Alatosun, Koh plateau, Lat: 37° 46' 374" N, Lon: 039° 54' 437" E, 1350 m, cover 70%, size of sample plot: 50 m².

This is the type association of the alliance. The association was identified at the altitudes of 1340-1550 m on the road of Koh Plateau a subsidiary location to Alatosun which is in the northeast of the study area. *Gundelia tournefortii* L. var. *armata* Freyn & Sint. is dominant in the physiognomy. It is an Irano-Turanian element distributed in Central and South Anatolia. The association spreads on volcanic bedrock. The reaction of its soil is slightly asidic (pH 6.5). It has a soil structure with high organic matter (5.4%). The saturation is 65%. Texture classes of the soil are loamy. When this association is compared with *Sileno capitellatae-Gundelietum tournefortii* identified by Duman (1995) in Engizek Mountain in terms of Sørensen (1948) similarity index, it has a low similarity ratio such as 11.8%.

The association was connected to *Astragalo microcephali-Brometea tomentelli* Quézel 1973 and *Astragalo erythrotaeni-Gundelion armatae* all. nov. which have been created by depending on this class.

Taneceto orientali-Astragalion gummiferi Kaya & Ketenoğlu all. nov.

Holotype: *Taneceto orientali-Astragaletum gummiferi* ass. nov.

This association was identified between Karabahçe village and Kollubaba Hill (1570-1630 m), Kollubaba Hill (1850-1905 m), on the road of Koh Plateau (1635-1645 m) in the borders of Alatosun and 9 km south of Bedro Plateau on the road of Ovabağ and Viranşehir (1460-1475 m).

The characteristic and differential species of the alliance are as follow; *Alcea calvertii* (Boiss.) Boiss., *Astragalus gummifer* Labill., *Astragalus lagurus* Willd., *Delphinium macrostachyum* Boiss. ex Huht, *Echinops heterophyllus* P.H. Davis, *Fibigia macrocarpa* (Boiss.) Boiss., *Linaria kurdica* Boiss. & Hohen. subsp. *araratica* (Tzvelev) P.H. Davis, *Paracaryum kurdistanicum* (Brand) R.R. Mill, *Phlomis armeniaca* Willd., *Phlomis kurdica* Rech.f., *Ranunculus macrorhynchus* Boiss. subsp. *trigonocarpus* (Boiss.) P.H. Davis, *Rosa heckeliana* Tratt. subsp. *vanheurckiana* (Crép.) O. Nilsson, *Symphytum aintabicum* Hub.-Mor.

& Wickens, *Tanacetum cadmeum* (Boiss.) Heywood subsp. *orientale* Grierson, *Telephium oligospermum* Steud. ex Boiss., *Thymus kotschyanus* Boiss. & Hohen. var. *glabrescens* Boiss., *Viola modesta* Fenzl.

This alliance which is new for science includes the associations which belong to the steppe vegetation that is dominated by brown forest soils, that is distributed in the upper parts of Karacadağ and that is found between the altitudes 1500-1950 m. The floristic composition of the alliance comprises of herbaceous species. Woody species are rarely found. It is seen in the locations with the inclination between 2°-45° slopes. This alliance is represented by three associations in the study area.

The alliance included in *Astragalo microcephali-Brometea tomentelli* Quézel 1973 characterizes a part of the steppes in Southeastern Anatolia. The alliance could not be connected to any of the present orders in this class.

Symphyto aintabici-Phlometum kurdicae Kaya & Ketenoğlu ass. nov. (Table 5)

Holotype: relevé 6, East of Karabahçe village, Kollubaba Hill road, Lat: 37° 46' 311" N, Lon: 039° 48' 839" E, 1620 m, cover 60%, size of sample plot: 50 m².

This association distributed in north and south directions was identified between Karabahçe village in northwest of the study area and Kollubaba Hill (1570-1630 m). The physiognomy is dominated by *Phlomis kurdica* Rech.f. It is an Irano-Turanian element distributed Eastern Anatolia in Turkey generally. It spreads on volcanic bedrock. The reaction of its soil is slightly asidic (pH 5.9). It has a soil structure with medium organic matter (3.6%). The saturation is 60%. Texture classes of the soil are clay-loamy.

No similarity of this association with any others introduced before has ever been found. The association was connected to *Taneceto orientali-Astragalion gummiferi* all. nov., alliance of *Astragalo microcephali-Brometea tomentelli* Quézel 1973 class.

Taneceto orientali-Astragaletum gummiferi Kaya & Ketenoğlu ass. nov. (Table 6, type ass.)

Holotype: relevé 53, Kollubaba Hill, Lat: 37° 42' 101" N, Lon: 039° 49' 562" E, 1855 m, cover 80%, size of sample plot: 50 m².

This is the type association of the alliance. The association was identified between Karabahçe

Table 5 – Symphyto aintabici-Phlometum kurdicae Kaya & Ketenöglü ass. nov.

Relevé No	5	6	7	40	41	42	43	44	45	46	
Species number	16	22	24	23	23	22	28	23	17	19	
Size of plot (m²)	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	
Parent rock	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	
Inclination (°)	3	5	3	3	3	3	5	5	3	3	
Altitude (m)	1570	1620	1630	1570	1580	1585	1615	1620	1630	1620	
Exposition	E	E	E	E	S	S	W	W	N	N	
Herb layer cover (%)	60	60	60	60	55	60	65	60	55	55	
Herb layer height (cm)	50	50	50	50	60	50	50	55	50	50	
Total cover (%)	60	60	60	60	55	60	65	60	55	55	Presence
LF											
Characteristic and differential species of the association											
H <i>Phlomis kurdica</i>	44	44	34	34	34	44	44	33	34	34	V
H <i>Symphytum aintabicum</i>		12		+1		11		12	+1		III
H <i>Ranunculus macrorhynchus</i> subsp. <i>trigonocarpus</i>		+1	11				11				III
Characteristic species of Tanacetum orientali-Astragalion gummiferae											
Ch <i>Astragalus gummifer</i>				12		12			11		II
H <i>Tanacetum cadmeum</i> subsp. <i>orientale</i>		+1	11						+1		II
H <i>Echinops heterophyllus</i>			11		+1			+1			II
Ch <i>Rosa heckeliana</i> subsp. <i>vanheurckiana</i>		+1			+1					+1	II
H <i>Astragalus lagurus</i>		11				+1					I
Th <i>Viola modesta</i>		+1			+1						I
Characteristic species of Astragalo-Brometea											
Th <i>Ranunculus arvensis</i>	+1	+1			+1		11	+1		+1	III
H <i>Teucrium polium</i>		+1	+1			11	12	+1		12	III
Th <i>Briza humilis</i>	12	11		+1		+1	+1				III
Th <i>Bromus tectorum</i>	+1	+1			+1		11	+1			III
H <i>Dianthus zonatus</i> var. <i>zonatus</i>	+1	+1			+1		11	+1			II
H <i>Veronica orientalis</i> subsp. <i>orientalis</i>		+1	+1	+1			+1				II
Th <i>Bromus tomentellus</i>		+1		+1	+1						II
H <i>Phlomis armeniaca</i>				11		12			12		II
Ch <i>Astragalus plumosus</i> var. <i>akardaghicus</i>	12				11						I
Companions											
H <i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>leiosperma</i>	34	12	23	33	22	33		23	33	33	V
Th <i>Echinaria capitata</i>		+1	+1	+1	+1		+1	+1	11		IV
H <i>Geranium tuberosum</i> subsp. <i>tuberosum</i>		+1		12	+1			+1	+1	+1	III
H <i>Ceratocephalus falcatus</i>			+1	+1				+1	+1	+1	III
Th <i>Malva neglecta</i>		+1			+1	12	+1		+1	+1	III
G <i>Crocus cancellatus</i> subsp. <i>damascenus</i>		+1	+1	+1		+1	+1			+1	III
G <i>Crocus leichtlinii</i>	+1	+1	+1				+1	+1	+1	+1	III
Th <i>Filago pyramidata</i>	+1		+1		+1		12		12		III
Th <i>Bromus japonicus</i> subsp. <i>japonicus</i>		+1		12	11			+1		11	III
Th <i>Festuca callieri</i> subsp. <i>callieri</i>	+1	12		+1			+1	+1			III
Th <i>Aegilops columnaris</i>				11		12		+1	+1	+1	III
Th <i>Crepis sancta</i>		+1			11	+1	+1	+1			III
Th <i>Centaurea depressa</i>	+1				+1		+1	+1		12	III
Th <i>Cerastium anomalum</i>		+1		+1			11		+1	+1	III
G <i>Corydalis rutifolia</i> subsp. <i>erdelii</i>			+1	11		+1	+1		+1		III
G <i>Merendera trigyna</i>	+1	+1			+1		+1	+1			III
Th <i>Lamium amplexicaule</i>		+1			+1	+1			+1	+1	III
Th <i>Taeniatherum caput-medusae</i> subsp. <i>crintum</i>		+1			+1	+1	+1			+1	III
G <i>Gagea fistulosa</i>				11		+1	+1	+1		+1	III
H <i>Ceratocephalus testiculatus</i>		+1	+1		+1	+1				+1	III
Th <i>Cerastium dichotomum</i> subsp. <i>dichotomum</i>	+1		11	+1		+1					II
Th <i>Alyssum strigosum</i> subsp. <i>strigosum</i>		+1	12					+1		12	II
H <i>Poa bulbosa</i>			+1	+1			+1				II
H <i>Cruciata taurica</i>		+1	11	11							II
H <i>Scorzonera semicana</i>			+1	12		+1					II
H <i>Ranunculus illyricus</i> subsp. <i>illyricus</i>			+1	11							I
H <i>Rumex acetosella</i>					+1		+1				I
Th <i>Bupleurum rotundifolium</i>								+1	+1		I
H <i>Ranunculus kochii</i>							+1	11			I
H <i>Salvia poculata</i>			11			12					I
Th <i>Phalaris paradoxa</i>		+1									I
H <i>Rumex conglomeratus</i>								+1			I

Table 6 – Tanacetum orientali-Astragalietum gummiferi Kaya & Ketenoğlu ass. nov. (type ass.).

	8	9	10	11	12	13	14	20	21	47	48	49	50	51	52	53	54	55	
Relevé No	31	28	34	17	32	26	28	22	30	39	35	24	28	32	32	40	29	25	
Species number	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	
Size of plot (m²)	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	
Parent rock	5	3	3	30	25	5	5	35	45	5	5	40	40	25	25	25	30	25	
Inclination (°)	1610	1620	1630	1905	1865	1860	1850	1635	1645	1625	1615	1640	1645	1860	1865	1855	1865	1860	
Altitude (m)	W	W	W	E	E	E	E	E	E	NW	NW	NE	NE	E	E	E	E	E	
Exposition	--	--	--	20	20	15	15	10	10	--	--	15	10	15	10	15	15	20	
Shrub layer cover (%)	--	--	--	70	75	85	80	80	90	--	--	75	80	80	85	80	90	85	
Shrub layer height (cm)	60	60	60	60	80	75	80	70	70	65	65	65	75	75	75	80	75	80	
Herb layer cover (%)	50	55	55	40	50	50	50	60	65	65	60	60	55	55	50	55	60	50	
Herb layer height (cm)	60	60	60	80	100	90	95	80	80	65	65	80	85	90	85	95	90	100	Presence
Total cover (%)																			
LF																			
Characteristic and differential species of the association																			
Ch <i>Astragalus gummifer</i>	44	33	34	33	45	55	44	45	44	45	44	55	45	55	45	55	44	45	V
H <i>Tanacetum cadmeum</i> subsp. <i>orientale</i>	+1		+1		33	22	23		11	+1			22	22	23	33	22		IV
H <i>Linaria kurdica</i> subsp. <i>araratica</i>	11	22		22		11	12		+1		11				11	12			III
H <i>Paracaryum kurdistanicum</i>					22	12	12				12				33	22			II
H <i>Telephium oligospermum</i>			+1	22	+1								12	+1	11				II
H <i>Alcea calvertii</i>				+1		+1		+1			+1				12			12	II
H <i>Delphinium macrostachyum</i>					+1				+1				+1			12	+1		II
H <i>Fibigia macrocarpa</i>					33	34		12			12					22			II
Characteristic species of Tanacetum orientali-Astragalion gummiferæ																			
H <i>Echinops heterophyllus</i>				+1	+1			+1			+1			+1	+1			+1	II
Th <i>Viola modesta</i>					+1			+1							+1	+1		+1	II
Ch <i>Rosa heckeliana</i> subsp. <i>vanheurckiana</i>				+1	+1	+1								+1					II
H <i>Astragalus lagurus</i>			+1		+1										+1	+1			I
Characteristic species of Astragalo-Brometea																			
Th <i>Bromus tectorum</i>	+1	22			12		+1		22	+1		22	22		12	12	12	12	IV
Ch <i>Acantholimon acerosum</i> var. <i>acerosum</i>	22	33	22					22	23	22	22	22	23						III
H <i>Veronica orientalis</i> subsp. <i>orientalis</i>	+1		+1			+1		12		+1		12				+1		+1	III
H <i>Potentilla recta</i>	+1		+1		+1					+1	+1					+1	+1		II
Th <i>Ranunculus arvensis</i>	+1		+1							+1				+1	+1	+1			II
H <i>Teucrium polium</i>	+1		+1							+1	+1								II
Th <i>Picnoman acarna</i>					12	12		+1									+1		II
H <i>Marrubium parviflorum</i> subsp. <i>parviflorum</i>					+1								+1		+1		+1		II
Th <i>Xeranthemum annuum</i>						+1	+1							+1		+1			II
H <i>Scabiosa rotata</i>														12	+1			11	I
H <i>Phlomis armeniaca</i>			11									11							I
H <i>Scutellaria orientalis</i> subsp. <i>bicolor</i>														+1		11			I
H <i>Eryngium campestre</i> var. <i>virens</i>								12					12						I
H <i>Leontodon asperrimus</i>					+1											+1			I
Ch <i>Alyssum murale</i> var. <i>murale</i>									+1			+1							I
Companions																			
Ch <i>Noaea mucronata</i> subsp. <i>tournefortii</i>	33	23	33		33	23	34	23	23	34	33	22	22	34		33	33		V
Th <i>Filago pyramidata</i>		+1	+1		+1		+1			+1			+1	+1		+1	+1		III
Th <i>Bromus japonicus</i> subsp. <i>japonicus</i>	+1	+1			+1				12		+1		+1	+1		+1	+1		III
Th <i>Ziziphora capitata</i>	+1	+1	12		+1		+1			+1			12		+1		+1		III
Th <i>Lamium macrodon</i>	+1		+1		11	+1	+1			+1	+1						11	11	III
H <i>Poa bulbosa</i>	+1	+1				+1			12	+1	+1				+1	+1			III
H <i>Achillea aleppica</i> subsp. <i>aleppica</i>	+1	+1	+1	+1		+1			+1	+1				+1					III
Th <i>Lamium amplexicaule</i>		+1	+1				+1			+1		+1	+1			+1		+1	III
H <i>Ceratocephalus falcatus</i>	+1			+1		+1	+1		11				+1		11		11		III
G <i>Merendera trigyna</i>	+1	+1	+1				+1			+1	+1				+1	+1			III
H <i>Verbascum lasianthum</i>						+1		+1	+1			+1	+1		+1		+1		II
Th <i>Fumaria asepala</i>	+1				+1					+1	+1				+1	+1		+1	II
Th <i>Festuca callieri</i> subsp. <i>callieri</i>		+1	12	12		+1			22				12			+1			II
H <i>Chenopodium foliolosum</i>				+1	11					+1	+1			11			11	11	II
H <i>Tragopogon longirostris</i> var. <i>longirostris</i>		+1			11					+1	+1				+1	+1		+1	II
H <i>Urtica dioica</i>			+1	+1						+1	+1				11		+1		II
Th <i>Crepis sancta</i>						+1	+1		+1				11		+1		+1		II
Th <i>Cerastium anomalum</i>				12	+1	+1								+1		+1		+1	II
H <i>Achillea teritifolia</i>				22	11							+1	+1	+1				11	II
H <i>Eryngium glomeratum</i>				11			12	+1				12	11			11			II
Th <i>Centaurea depressa</i>	+1			+1						+1	+1				+1		+1		II
Th <i>Melica persica</i> subsp. <i>inaequilumis</i>						+1	+1		+1						+1		+1		II
H <i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>leiosperma</i>	11				11	11		11	+1			11		+1	11				II
H <i>Lactuca serriola</i>					22	22		22						23		12		11	II
H <i>Cruciata taurica</i>				11	11			11						11					II
Th <i>Erysimum repandum</i>			+1		11		+1		12						+1				II
G <i>Ornithogalum narbonense</i>			+1	+1						+1				+1					II
G <i>Crocus leichtlinii</i>	+1	+1	+1							+1						+1			II
Th <i>Orobancha aegyptiaca</i>			+1					+1		+1		+1				+1			II
H <i>Arenaria gypsophlioides</i> var. <i>gypsophlioides</i>				+1		+1	+1							12				+1	II
Th <i>Galium tenuissimum</i> subsp. <i>tenuissimum</i>					+1		+1							+1	+1				II
H <i>Geranium tuberosum</i> subsp. <i>tuberosum</i>				+1			+1							12		12			II
Th <i>Tripleurospermum parviflorum</i>	+1								12	+1	+1								II
H <i>Scorzonera semicana</i>	+1	+1								+1						+1			II
G <i>Corydalis rutifolia</i> subsp. <i>erdelii</i>	+1		+1							+1						+1			II
H <i>Lactuca saligna</i>						+1	+1								+1		+1		II
H <i>Scutellaria galericulata</i>							+1	11					+1		11				II
H <i>Papaver fugax</i> var. <i>fugax</i>					11											11	11		+1

Thymo glabrescenti-Phlometum armeniaca
Kaya & Ketenoğlu ass. nov. (Table 7)

Holotype: relevé 63, between Ovabağ-Viranşehir yolu, South of Bedro plateau, 9 km, Lat: 37° 34' 477" N, Lon: 039° 52' 709" E, 1470 m, cover 70%, size of sample plot: 50 m².

The association deploys in all directions and it was identified in east of the study area, 9 km south of Bedro Plateau on the road between Ovabağ and Viranşehir and at an altitude of 1460-1475 m. The reaction of the soil is slightly asidic (pH 6.4) and the soil is clay-loamy. It is the locations with the inclination

between 5°-10° slopes. The association is on volcanic bedrock. *Phlomis armeniaca* Willd. is dominant on the physiognomy of the association. It is an endemic species and Irano-Turanian element. Although it is wide spread in Turkey, it is especially seen in Central Anatolia.

No similarity of this association with any others introduced before has ever been found. The association was connected to *Tanacetum orientali-Astragalion gummiferi* all. nov., alliance of *Astragalo microcephali-Brometea tomentelli* Quézel 1973 class.

Table 7 – Thymo glabrescenti-Phlometum armeniaca Kaya & Ketenoğlu ass. nov.

Relevé No	15	57	58	59	60	61	62	63	64	65	
Species number	12	23	15	16	22	16	11	19	15	11	
Size of plot (m ²)	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	
Parent rock	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	Bslt	
Inclination (°)	2	2	2	3	3	3	3	3	5	5	
Altitude (m)	1460	1460	1460	1465	1465	1470	1470	1470	1475	1475	
Exposition	W	W	W	E	E	E	S	S	N	N	
Herb layer cover (%)	65	65	65	70	65	65	65	70	60	65	
Herb layer height (cm)	40	40	30	40	45	40	40	40	30	30	
Total cover (%)	65	65	65	70	65	65	65	70	60	65	Presence
LF											
Characteristic and differential species of the association											
H <i>Phlomis armeniaca</i>	34	44	44	44	44	34	34	44	44	34	V
Ch <i>Thymus kotschyanus</i> var. <i>glabrescens</i>	22		12	23	23		22	12		12	IV
Characteristic species of Tanacetum orientali-Astragalion gummiferae											
Ch <i>Astragalus gummifer</i>		12	12			12		22		12	III
H <i>Tanacetum cadmeum</i> subsp. <i>orientale</i>		+1		+1	+1			+1		+1	III
H <i>Astragalus lagurus</i>					+1			+1			I
Th <i>Viola modesta</i>					+1	+1					I
H <i>Echinops heterophyllus</i>								+1			I
Characteristic species of Astragalo-Brometea											
Ch <i>Acantholimon acerosum</i> var. <i>acerosum</i>		22	22	12	12	22		12	23	22	IV
H <i>Veronica orientalis</i> subsp. <i>orientalis</i>	11		+1		11			11	12	11	III
Ch <i>Alyssum murale</i> var. <i>murale</i>		+1	+1	+1				+1	+1		III
Th <i>Bromus tectorum</i>	+1	+1				+1		+1	+1		III
Th <i>Ranunculus arvensis</i>		+1	+1		+1			+1			II
Th <i>Picnomon acarna</i>				+1	+1		+1				II
Companions											
Th <i>Filago pyramidata</i>		11	12		11		+1	11		11	III
Th <i>Ziziphora capitata</i>	+1	11			11	+1	11		+1		III
Th <i>Senecio vernalis</i>		12		+1	12	11		+1		11	III
H <i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>leiosperma</i>	+1	+1	+1				+1	+1			III
H <i>Lactuca serriola</i>		+1		+1	+1			+1	+1		III
H <i>Hordeum bulbosum</i>		12	11	11				12		12	III
H <i>Achillea aleppica</i> subsp. <i>aleppica</i>		+1	+1		+1		11	12			III
Th <i>Avena sterilis</i> subsp. <i>sterilis</i>		+1	+1				+1		+1	+1	III
Th <i>Lamium macrodon</i>	+1	+1		+1		+1		+1			III
Th <i>Echinaria capitata</i>	+1	+1		+1		+1			+1		III
Th <i>Geranium rotundifolium</i>	+1	+1		+1	+1				+1		III
G <i>Ornithogalum orthophyllum</i>	+1	+1			+1				+1	11	III
Ch <i>Noaea mucronata</i> subsp. <i>tournefortii</i>		12		22		12		12	+1		III
Th <i>Bromus japonicus</i> subsp. <i>japonicus</i>	11				11	12			+1		II
H <i>Verbascum lasianthum</i>			11	11		12		+1			II
Th <i>Taeniatherum caput-medusae</i> subsp. <i>crintum</i>		+1	+1			+1			+1		II
Th <i>Erodium cicutarium</i> subsp. <i>cicutarium</i>		+1					+1	+1			II
Th <i>Hordeum murinum</i> subsp. <i>leporinum</i> var. <i>leporinum</i>	+1					+1		+1			II
Th <i>Bromus tomentellus</i>						+1			11		I
Th <i>Erysimum repandum</i>				11							I
Th <i>Velezia rigida</i>							+1				I
H <i>Parietaria judaica</i>					+1						I
H <i>Epilobium montanum</i>								+1			I

Discussion

According to Zohary (1973), Mesopotamia sector of Irano-Turanian phytogeographic region which includes the study area is characterized by chamaephytes and hemicryptophytes. It was observed that the result taken when the life forms of taxa in the plant associations were analyzed supported this view. In addition, high Irano-Turanian elements ratio also proves the consequence that the study area is included Irano-Turanian phytogeographic region (Figures 4, 5).

While Karacadağ was covered by the forest vegetation 40-50 years ago (Zohary 1973), today, these forest vegetations are replaced by the trees in small groups because of excessive destruction. Human activities increasing day by day (land clearing or extending agricultural areas, excessive and ill grazing in the natural areas like forage and steppe, for different aims especially for fuel, uprooting of *Astragalus gummifer*) is the most important factor that threatens the plant diversity in the Karacadağ. It manifests the severity of the situation that there is not any vegetation found under the traganthic vegetation in many areas.

Especially, Karabahçe ridgeway, Kollubaba Hill, Besrek Hill, the areas around Ovabağ and around Alatosun, Koh Plateau, Leblebitaş, Bedro Plateau and upper parts of Gümüştaş village are seen as the areas which should be taken under protection.

Astragalo microcephali-Brometea tomentelli Quézel 1973 is composed of High mountain grasslands (including basiphytic snow-patch meadows), xerophytic dwarf-shrub and thorn-cushion communities of Anatolia, the Levant and NW Iran. This class is represented in Turkey by six orders. 1-*Astragalo microcephali-Brometalia tomentelli* Quézel 1973: Oreal to subalpine xerophytic grasslands, dwarf-shrub and the thorn-cushion communities of Anatolia, the Levant and north-western Iran, 2-*Drabo-Androsacetalia* Quézel 1973: Alpine to subnival mat-forming communities, 3-*Hyperico linarioidis-Thymetalia skorpilii* Akman, Quézel, Yurdakulol, Ketenoğlu and Demirörs 1987: Xerophytic grasslands, dwarf-shrub and thorn-cushion communities of the West and Middle Black Sea (Karadeniz in Turkish) Mountains, 4-*Onobrychido armenae-Thymetalia leucostomi* Akman, Ketenoğlu, Quézel and Demirörs 1984: Xerophytic grasslands, dwarf-shrub and the thorn-cushion communities of Central

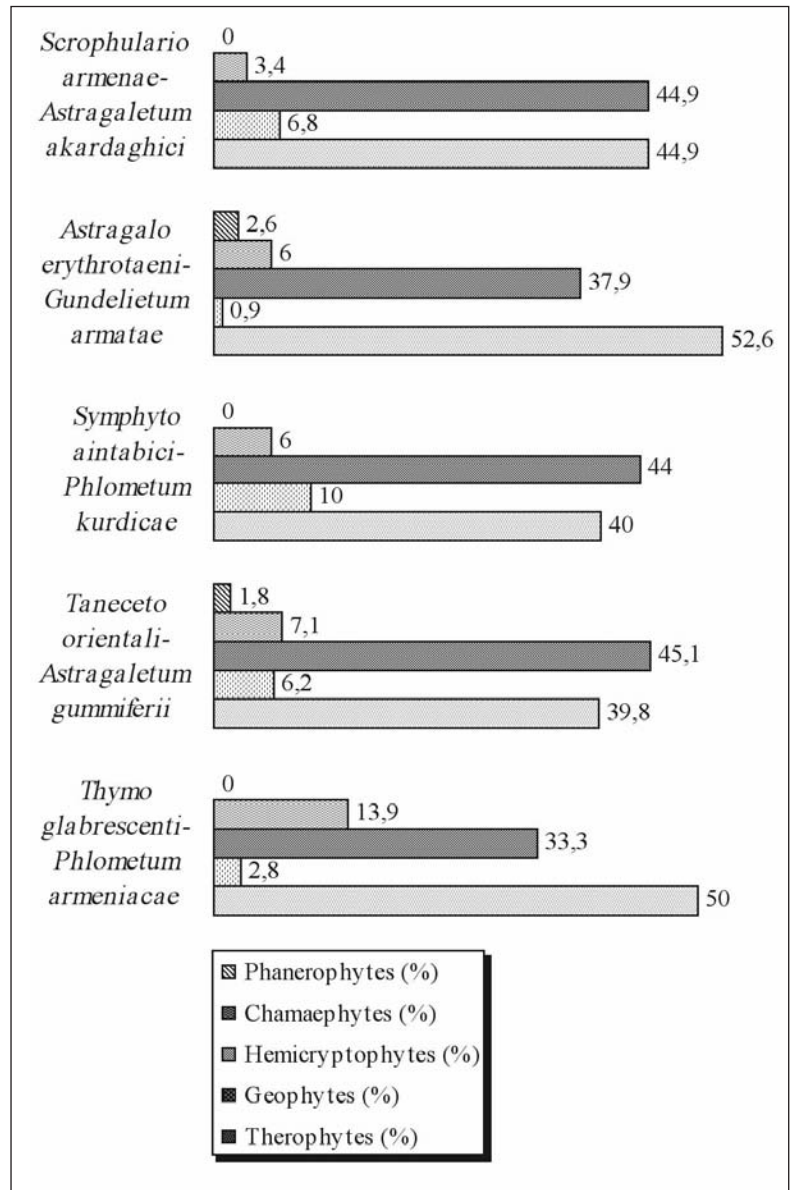


Figure 4 – Life form spectrum of the associations.

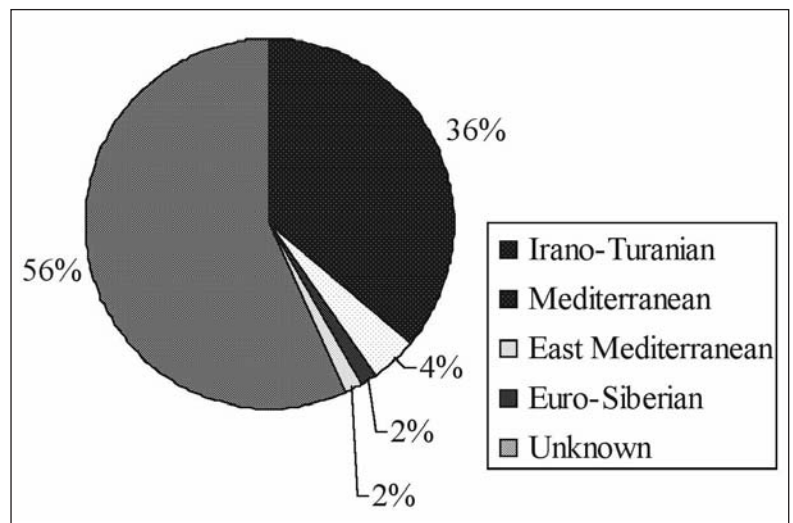


Figure 5 – Chorology spectrum of taxa.

Anatolia and environs, 5-*Trifolio anatolici-Polygonetalia arenastri* Quézel 1973: Hygrophytic to mesophytic vegetation of dolines, snow-patch and the melt water communities of the Taurus range and the greater Lebanon (Parolly 2004), and 6-*Festuco oreophilae-Vernicetalia orientalis* Hamzaoglu 2006: Extends

to the mountains which form the Anatolian Diagonal in the west, East Black Sea Mountains in the north and Southeast Taurus Mountains (Toroşlar in Turkish) in the south (Hamzaoglu 2006).

Steppe vegetation in the study area was evaluated in *Astragalo erythrotaeni-Gundelion armatae* all. nov. and *Taneceto orientali-Astragalion gummiferi* all. nov. and these alliances that belongs to the class *Astragalo microcephali-Brometea tomentelli* Quézel 1973. However, the new syntaxa in the study area could not be evaluated in any orders in this class.

The region that includes the study area is the least interested region with regard to phytosociology. Therefore, the opportunity to compare the syntaxa identified in this study and to evaluate them in detail is very limited. Unfortunately, there have been only two phytosociological studies (Tel 2001; Kaya *et al.* 2009) done in Southeastern Anatolia region until today. Therefore, remain insufficient to explain the phytosociological situation of the study area. The syntaxa that their existing situations were presented in this study will be a resource for the studies which will be conducted later. In conclusion, two new alliances and five associations which belong to steppe vegetation were identified in the study area.

As a result, according to the Sørensen similarity index, the associations identified in the study area are less than 50% regarding to the floristic similarity. Therefore, all of these syntaxa are new for the science (Figure 6). These associations and their upper syntaxonomic units are as below:

Steppe vegetation

Class: *Astragalo microcephali-Brometea tomentelli* Quézel 1973

Alliance: *Astragalo erythrotaeni-Gundelion armatae* all. nov.

Association: *Scrophulario armenae-Astragaletum akardaghici* ass. nov.

Association: *Astragalo erythrotaeni-Gundelietum armatae* ass. nov.

Alliance: *Taneceto orientali-Astragalion gummiferi* all. nov.

Association: *Symphyto aintabici-Phlometum kurdicae* ass. nov.

Association: *Taneceto orientali-Astragaletum gummiferi* ass. nov.

Association: *Thymo glabrescenti-Phlometum armeniaca* ass. nov.

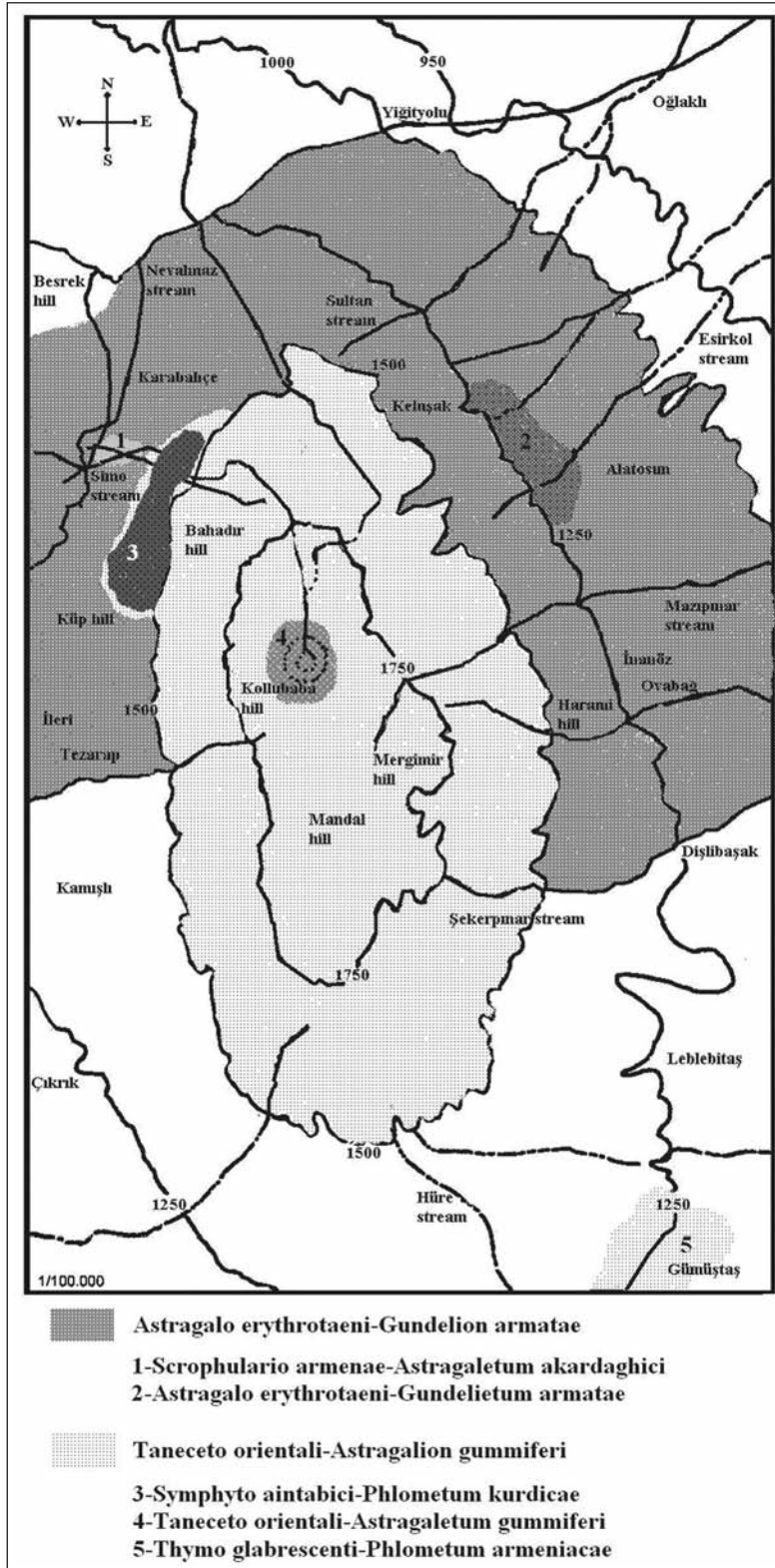


Figure 6 – Areal of alliances and associations on Karacadağ.

Appendix: Localities

Relevé no	Date	Localities
1, 2, 4	25.v.2004	C7 Şanlıurfa: Siverek, between Karabahçe village-Kollubaba Hill, 4 km, 1400-1450 m, stony steppe
24, 25, 26, 27, 28, 29, 30	30.v.2005	
3	25.v.2004	C7 Şanlıurfa: Siverek, between Karabahçe village-Kollubaba Hill, 4 km, 1375-1395 m, dry stream
31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39	01.vi.2005	
5	26.v.2004	C7 Şanlıurfa: Siverek, between Karabahçe village-Kollubaba Hill, 7-8 km, 1570-1630 m, steppe
6, 7, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 46	02.v.2005	
8, 9, 10, 47, 48	27.v.2004	C7 Şanlıurfa: Siverek, between Karabahçe village-Kollubaba Hill, 9 km, 1610-1630 m, steppe
11, 12, 13, 14	08.vi.2004	C7 Şanlıurfa: Siverek, Kollubaba Hill, protected area, 1850-1905 m, steppe
20, 21	11.vi.2004	C7 Diyarbakır: Çınar, between Alatosun-Alatosun plateau road, 7 km, 1635-1645 m, steppe
49, 50	03.vi.2005	C7 Diyarbakır: Çınar, Alatosun, Koh plateau, 1640-1645 m, steppe
51, 52, 53, 54, 55	05.vi.2005	C7 Şanlıurfa: Siverek, Kollubaba Hill, protected area, 1850-1905 m, steppe
15	10.vi.2004	C8 Diyarbakır: between Ovabağ-Viranşehir, 14 km from Belek village, 1460-1475 m, steppe
57, 58, 59, 60, 61, 62, 63, 64, 65	13.vi.2005	
16	10.vi.2004	C8 Diyarbakır: between Ovabağ-Viranşehir, 5 km from Belek village, Bedro plateau, 1475 m, oak
23	12.vi.2004	C8 Diyarbakır: between Ovabağ-Viranşehir, 2 km from Leblebitaş village, 1200 m, oak
22	12.vi.2004	C7 Diyarbakır: Ergani, Besrek Hill, 1100-1260, oak
66, 67, 68, 69, 70, 71, 72	14.vi.2005	C7 Diyarbakır: Ergani, Besrek Hill, 1100-1260, oak
17	10.vi.2004	C8 Diyarbakır: between Ovabağ-Viranşehir, 1 km from Leblebitaş village, 1185-1205 m
73, 74, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81	15.vi.2005	
18	11.vi.2004	C7 Diyarbakır: Çınar, between Alatosun-Alatosun plateau road, 3 km, 1340 m, steppe
19	11.vi.2004	C7 Diyarbakır: Çınar, between Alatosun-Alatosun plateau road, 5 km, 1510 m, steppe
82	17.vi.2005	C7 Diyarbakır: Çınar, between Alatosun-Alatosun plateau road, 3 km, 1350 m, steppe
83, 84, 85, 86, 87, 88, 89	17.vi.2005	C7 Diyarbakır: Çınar, between Alatosun-Alatosun plateau road, 6 km, 1510-1550 m, steppe

References

- Akman Y. & Daget P.H., 1971. Quelques aspects synoptiques des climats de la Turquie. *Bull. Soc. Long. Georg.* 5(3): 269-300.
- Anonymous, 1994. *Diyarbakır ili arazi varlığı*. K.H.G.M. yayınları, Ankara, 90 p.
- Anonymous, 1995. *Şanlıurfa ili arazi varlığı*. K.H.G.M. yayınları, Ankara, 95 p.
- Anonymous, 2004. *Biyolojik çeşitlilik araştırma projesi sonuç raporu GAP 2001-2003*. Türkiye Doğal Hayatı Koruma Derneği Yayını, İstanbul. 144 p.
- Anonymous, 2005. *Şanlıurfa, Diyarbakır, Siverek, Hilvan ve Karacadağ meteoroloji istasyonu raset verileri*. DMİ Gen. Müd. Arşivi, Ankara.
- Behçet L., 1999. Baskil (Elazığ) vejetasyonu. In: Tatlı A. et al. (eds.), *1st International Symposium on Protection of Natural Environment and Ehlami Karaçam, Kütahya*, 23-25 September 1999: 140-162.
- Biricik M., Ertekin A.S., Kaya Ö.F. & Karakaş R., 2006. Karacadağ. In: Eken G., Bozdoğan M., İsfendiya-roğlu S., Kılıç D.T. & Lise Y. (eds.), *Türkiye'nin önemli doğa alanları cilt II*. Doğa Derneği, Ankara: 462-463.
- Braun-Blanquet J., 1965. *Plant sociology* (translated by Fuller G.D. & Conard H.S.). McGraw-Hill, New York. 439 p.
- Bor N.L., 1968. Gramineae Juss. In: Townsend C.C., Evan G. & Al-Rawi A. (eds.), *Flora of Iraq vol. 9*. Ministry of Agriculture Republic of Iraq, Baghdad: 588 p.
- Davis P.H. (ed.), 1965-1985. *Flora of Turkey and the East Aegean Islands vol. 1-9*. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- Davis P.H., Mill R.R. & Tan K. (eds.), 1988. *Flora of Turkey and the East Aegean Islands (supplement 1) vol. 10*. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- Diamond J., 1997. Location, location, location: The first farmers. *Science* 278: 1243-1244.
- Duman H., 1995. Engizek Dağı (Kahramanmaraş) vejetasyonu. *T. J. of Botany* 19 (2): 179-212.
- Ertekin A.S., 1994. Türkiye florası için yeni bir kayıt. *Tr. J. of Botany* 18 (1): 33-34.
- Ertekin A.S., 2002. *Karacadağ bitki çeşitliliği*. Sürdürülebilir Kırsal ve Kentsel Kalkınma Derneği Yayını, Diyarbakır. 171 p.
- Güner A., Özhatay N., Ekim T. & Başer K.H.C. (eds.), 2000. *Flora of Turkey and the East Aegean Islands (supplement 2) vol. 11*. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- Hamzaoğlu H., 2006. Phytosociological studies on the steppe communities of East Anatolia. *Ekoloji* 15 (61): 29-55.

- Heun M., Schäfer-Pregl R., Klawan D., Castagna R., Accarbi M., Borghi B. & Salamini F., 1997. Site of einkorn wheat domestication identified by DNA fingerprinting. *Science* 278: 1312-1314.
- Jones M.K., Allaby R.G. & Brown T.A., 1998. Wheat domestication. *Science* 279: 302.
- Kaya Ö.F., Ketenoğlu O., Bingöl M.Ü., 2009. A phytosociological investigation on forest and dry stream vegetation of Karacadağ (Şanlıurfa/Diyarbakır). *Kastamonu Univ. J. of Forestry Faculty* 9 (2): 157-170.
- Kaynak G. & Ketenoğlu O., 1986. New floristic records from the Urfa and Diyarbakır provinces SE Turkey. *Willdenowia* 16: 79-86.
- Kaynak G., 1989. Contribution to the Flora of Karacadağ (Urfa and Diyarbakır provinces). *Doğa Tr. J. of Botany* 13 (3):375-397.
- Lev-Yadun A., Gopher A. & Abbo S., 2000. The cradle of agriculture. *Science* 288: 1602-1603.
- Malyer H., 1983. Karacadağ'daki (Diyarbakır-Urfa arasındaki) Liliaceae ve Iridaceae familyalarına ait geofitler üzerinde korolojik ve ekolojik incelemeler. *Doğa Bilim Dergisi* 7 (3): 279-288.
- Nesbit M. & Samuel L., 1998. Wheat domestication, archeobotanical evidence. *Science* 279: 1433.
- Nevo E., Zohary D., Beiles A., Kaplan D. & Storch N., 1986. Genetic diversity and environmental associations of wild barley, *Hordeum spontaneum*, in Turkey. *Genetica* 68: 203-213.
- Nevo E., 1992. Origin, evolution, population genetics and resources for breeding of wild barley, *Hordeum spontaneum*, in the Fertile Crescent. In: Shewry P.R. (ed.), *Barley: Genetics, bio-chemistry, molecular biology and biotechnology*. C.A.B. International, Oxfordshire: 19-43.
- Ocakverdi H., 1987. Seydişehir Maden bölgesi (Konya) ve çevresinin vejetasyonu, *Doğa Tr. J. of Botany* 11 (1): 120-148.
- Özhatay N., Byfield A. & Atay S. 2003. *Türkiye'nin önemli bitki alanları*. WWF Türkiye (Doğal Hayatı Koruma Vakfı), İstanbul. 88 p.
- Parolly G., 2004. The high mountain vegetation of Turkey - a state of the art report, including a first annotated conspectus of the major syntaxa. *T. J. of Botany* 28: 39-63.
- Quézel P., 1973. Contribution à l'étude phytocoenologique du massif du Taurus. *Phytocoenologia* 1 (2): 131-222.
- Rechinger K.H. (ed.), 1965-1977. *Flora Iranica*, Acad. Druk. Ver. Graz-Australia.
- Saya Ö. & Ertekin A.S., 1998. GAP'ın bölge florasına etkileri. In: Anonymous (eds.), *GAP'ın ekolojiye ve tarıma etkileri*. TÇV Yayını, Ankara: 39-55.
- Sayar M., 1932. *Mineraloji ve jeoloji*. İstanbul Darülfünununu Fen Fakültesi Neşriyatı Devlet Matbaası, İstanbul. 670 p.
- Sørensen T., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. *Biol. Skr. K. Dan. Vidensk. Selsk.* 5 (4): 1-34.
- Sözer A.N., 1984. Güneydoğu Anadolu'nun doğal çevre şartlarına coğrafi bir bakış. *Ege Coğrafya Dergisi*, 2: 18-31.
- Tel A.Z., 2001. *Nemrut dağı (Adıyaman) vejetasyonu (Ph. D. Thesis)*. Yüzüncü Yıl Üniversitesi, Van. 92 p.
- Tolun N., 1954. *Güneydoğu Anadolu'nun stratiğrafisi ve tektonoğii*. M.T.A. Raporu, Ankara. 89 p.
- Tüzüner A., 1990. *Toprak ve su analiz laboratuvarı el kitabı*. KHG Müdürlüğü Yayını, Ankara. 374 p.
- Weber H.E., Moravec J. & Theurillat J.P., 2000. International code of phytosociological nomenclature 3rd edition. *Journal of Vegetation Science*. 11: 739-768.
- Yurdakulol E., 1981. A phytosociological and ecological research on the vegetation of the Pos forests (Adana, district. Karsanti) on the Anti-Taurus mountains. *Communications de la Faculté des sciences de l'Université d'Ankara*, C2 (24): 1-50.
- Zohary M., 1973. *Geobotanical foundations of the Middle East vol 1-2*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 739 p.

Acknowledgements

We are indebted to HUBAK (The Scientific Research Council of Harran University, Project no: HUBAK-556). The authors thank Selçuk Ertekin (Dicle University) and Ümit Bingöl (Ankara University).

Distribution, habitat and population size variation of *Genista lobelii* (Fabaceae) from the calcareous mountains of Basse Provence (S-E France)

Distribution, variation de l'habitat et de la taille des populations de Genista lobelii (Fabaceae) dans les massifs calcaires de Basse Provence (S.-E. France)

Sami YOUSSEF^{1,2,*}, Errol VELA³, Alex BAUMEL¹, Thierry TATONI¹

1. Université Paul-Cézanne Aix-Marseille III, Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie (IMEP, UMR-CNRS 6116).
Europôle méditerranéen de l'Arbois, BP 80,
13545 Aix-en-Provence cedex 04, France

2. National Commission of Biotechnology,
Ministry of higher education, Damascus, Syria

3. Université Montpellier-2, UMR AMAP (botanique et bioinformatique de l'architecture des plantes), TA A-51/PS2, Bd. de la Lironde,
34398 Montpellier cedex 5, France

*Corresponding author: Sami YOUSSEF
E-mail address: sami.youssef@hotmail.com

Abstract

Mediterranean mountains are known for their high rate of endemism. The summits of Basse Provence (S-E France) are sometimes dominated by the thorny cushion plant *Genista lobelii* DC. Taxonomic review shows that this species should be considered as an endemic of Basse Provence. Distribution map, floristic description and ecological review of *G. lobelii* populations in south eastern France, supported by numerical classification and ordination, are presented. Distinction of plant communities into three different floristic composition units is pointed: (i) those of the summital crest of Sainte-Baume and Sainte-Victoire, at 800 m above sea level, where *G. lobelii* find their ecological optimum (ii) those of coastline mountain chains which represent currently as relict stations and (iii) those of eastern and western limit of geographic distribution, where *G. lobelii* occurs on isolated and small populations, corresponding to marginal populations. In addition, data supported the effect of altitudinal gradient and isolation distance on *G. lobelii* populations sizes.

Résumé

Les montagnes méditerranéennes sont connues pour leur taux élevé d'espèces endémiques. Certaines crêtes des montagnes de Basse Provence (S.-E. France) sont dominées par une espèce épineuse en coussinet *Genista lobelii* DC. Une révision taxonomique montre que ce taxon devrait être considéré comme endémique de Basse Provence. La distribution, la description floristique et une révision de l'écologie des populations de *G. lobelii*, à l'aide de techniques de classification numérique et de méthodes d'ordination multivariées, sont présentées. Les communautés végétales de *G. lobelii* sont distinguées en trois groupes selon leur composition floristique: (i) celle des crêtes de la Sainte-Baume et de la Sainte-Victoire, à partir de 800 m d'altitude, où *G. lobelii* trouve son optimum écologique, (ii) celle des massifs littoraux représentant actuellement des stations relictuelles et (iii) celle des limites est et ouest de la distribution géographique, où les populations de *G. lobelii* sont petites et isolées, correspondant aux populations marginales. Par ailleurs, cette étude montre l'effet du gradient altitudinal et de la distance d'isolement sur la taille des populations de *G. lobelii*.

Keywords: Mediterranean, cushion, mountain, isolation, chorology, endemism.

Mots clés: Méditerranée, coussinet, montagne, isolement, chorologie, endémisme.

Introduction

Plant communities are complex assemblages of species filtered by the environment from the species pool available after historical events. In the Mediterranean region, the mountain top environments impose both harsh summer drought and cold winter condition that severely limit plant reproduction and growth (Cavieres *et al.* 2005, 2007; Ramirez *et al.* 2006; Giménez-Benavides *et al.* 2007). In these extreme conditions, forest establishment is prevented by high constraints and chamaephytous plant species find their “ecological niche” in low competitive habitats (Mota *et al.* 1991; Crawford 2008). The natural landscape is thus a mosaic of plant communities with low-density of high shrubs, thorny scrubs, grasslands and cushion-like communities (Davis 1951; Quézel 1971; Barbero 1972; Barbero *et al.* 1972; Loisel 1976; Barbero & Bonin 1980; Nimis 1981; Penas *et al.* 2001; Crawford 2008). Among the highest Mediterranean mountains, characterized by sharp altitudinal and ecological gradient, the Sierra Nevada, the Maritime and Ligurian Alps or the Corsica mountains shelter numerous endemic species (Verlaque *et al.* 1995; Médail & Quézel 1997; Blanca *et al.* 1999; Casazza *et al.* 2008).

Besides the high and large mountains, the Mediterranean basin also possesses numerous hills of modest elevation. They are isolated or connected to higher belt of mounts such as Alps or Pyrénées in France and have an important proportion of cliff, rupicolous or more generally open rocky habitats where narrow endemics may also be encountered. As reported by different authors (Médail & Verlaque 1997; Lavergne *et al.* 2004) and underlined by Thompson (2005), the occurrence of Mediterranean endemics in open, rocky habitats with low competition pressures could be both related to the historical isolation necessary for differentiation from widespread congeners, but also to the stability of such ecosystem promoting persistence of endemic plants. A good illustration of an ecosystem with endemics or rare plants are the calcareous hills of the southern part of the “Provence”, called “Basse Provence” (S-E France). Although this region is affected by important changes, combination of urbanisation (Aix-Marseille urban area), land abandonment and habitat fragmentation (Tatoni *et al.* 2004; Tatoni 2007; Dumas *et al.* 2008), very few

numerical analysis of its floristic variability have been done. In two recent papers, the distribution and ecology of *Arenaria provincialis* Chater & Halliday, a small winter annual Caryophyllaceae restricted to the calcareous hills surrounding the city of Marseilles has been reported (Véla *et al.* 2008; Baumel *et al.* 2009). Ranging along a wide altitudinal range, *A. provincialis* occurs principally in open patches where there is little competition but in association with different plant communities.

In the same geographical and landscape context, this paper deals with the distribution and associated floristic variability of *Genista lobelii* DC. (Fabaceae) a rare thorny cushion perennial plant. In comparison to *A. provincialis*, *G. lobelii* is less abundant, apparently even more ecologically restricted, but is more widely distributed on Bouches du Rhône and Var counties. Considering the *G. lobelii* “fruticose Chamaephytes” communities in Basse Provence, Molinier (1934) described the “*Genistetum lobelii*” association, restricted to summits at 1000 m above level (a.s.l.) and characterized by the dominance of *G. lobelii* and others Mediterranean mountains plants species such as *Anthyllis montana* L., *Serratula nudicaulis* (L.) DC. and *Valeriana tuberosa* L. However, the habitats of *G. lobelii* remain poorly described, for example Loisel (1976) and Charles (2001) noticed that *G. lobelii* belongs to a heterogeneous group plant associations not restricted to Mediterranean mountains. Indeed, Charles (2001) presented three plant species, previously cited by Molinier (1934), *Scorzonera austriaca* Willd., *Iberis saxatilis* L. and *Arenaria aggregata* (L.) Loisel. as representative of the “*Genistetum lobelii*” association. Finally, we note that these studies do not include all *G. lobelii* stations along its distribution range and fail to structure their floristic diversity due to absence of numerical analysis. Our purpose is then to update the geographical distribution map of *G. lobelii* and to analyse the floristic composition of its stations. We also set hypothesis on the relationship between marginality and population size of *G. lobelii*.

Material and methods

Study species

Within the *Genista* genus, *Genista lobelii* belongs to the section *Erinacoides* Spach. (Gibbs, in Tutin *et al.* 1968) with other species which are distributed predominantly in the west Mediterranean mountainous areas. In the past, *G. lobelii* was often confused with related species through the whole western Mediterranean area. In S-E France, *G. lobelii* was initially described by De Candolle (in Lamarck & De Candolle 1805) as distinct species from the *G. aspalathoides* previously described by Lamarck (1788) from N-W Africa. Then Nyman (1878) combined *G. lobelii* as variety of *G. aspalathoides*, and French botanists often confuse and include *G. lobelii* and *G. salzmanii* within *G. aspalathoides* (see Bonnier & Douin 1911-1935). Also, in N-W Italy, Corsica and Sardinia, *G. salzmanii* initially described as distinct species by De Candolle (1825) was often confused with “*G. lobelii* auct.” (see Pignatti 1982), although Vierhapper (1919) had clearly separated *G. salzmanni* DC from *G. lobelii* DC and distinguished both these species from *G. aspalathoides* Lam. In S-E Spain, *G. longipes* was first described by Pau (1904) as species rank, and then proposed as subspecies of *G. lobelii* by Heywood (1958). In S-E Spain, *G. pumila*, initially described as variety of *G. baetica*, was elevated at species rank by Vierhapper (1919) but still often confused with “*G. lobelii* auct.” (see De Bolos & Vigo 1984). In N-W Spain, *G. legionensis*, initially described as variety of *G. aspalathoides* in the first part of the 20th century, was elevated during the second part of the century as separate species or as subspecies of *G. hystrix* following various taxonomic reviews (see Talavera 1999). Earlier on, Maire (in Jahandiez & Maire 1932) proposed *Genista aspalathoides* subsp. *erinaceoides* from French plants which were in taxonomical synonymy with *G. lobelii* (Heywood 1958).

According to Verlaque (1992), *Genista lobelii* subsp. *lobelii* with $2n = 18$ chromosomes is restricted to the Basse Provence area (see also Seidenbinder-Rondon 1989) and is different from subsp. *longipes* as described by Heywood (1958), present in S-E Spain and North Africa, and having $2n = 18$ or $2n = 36$ chromosomes. Moreover, Verlaque (1992) pro-

posed that *G. lobelii* from Basse Provence is a triploid species ($x = 6$, $2n = 3x = 18$), a hypothesis supported by observation of solitary chromosomes, bivalents and trivalents during the somatic ovary metaphase with pollen sterility about 30% and pollen containing $n = 9$ or $n = 12$ chromosomes. This is an important observation because population dynamics could be reduced by a partial individual sterility or reduced fitness. Tetraploids or hexaploids following Verlaque (1992) cytotypes were never observed in subsp. *lobelii* from Basse Provence region.

After these taxonomical issues, *G. lobelii stricto sensu* (subsp. *lobelii*) is now considered as an endemic species from the south eastern France “Basse Provence” area in the Bouches-du-Rhône and Var counties (Loisel 1976; Cruon 2008; Jauzein & Tison “in press”).

Genista lobelii stricto sensu is a spiny hemispherical shrub (10-30 cm) with a short and woody main stem, intensively ramified. All branches are small and apically spiny. Leaves are entire, without stipule, very small (2-5 mm long), deciduous, sessiles and with elliptic obovate shape. Their upper surface is nearly glabrous while the bottom part has sericeous hairs. The flowers are singly or rarely paired, with beautiful yellow corolla, short pedicels (4-9 mm long) and small calyx (4-6 mm long) with applied hairs. There are two bracteoles on the floral peduncle. Legume fruits are short (1-1.5 cm), with apical mucro, including 2-4 seeds.

Distribution and floristic data

In order to demarcate the geographical distribution of *G. lobelii*, we compiled the available data in the regional literature (Molinier 1934; Loisel 1976; Rebuffel 1998; Charles 2001) and unpublished data collected by local actors (Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles, ECO-MED society). This was coupled with field investigations carried out from 2006 to 2008 across all Basse Provence mountains in potentially suitable areas for *G. lobelii*. During field investigations, two patches of individuals separated by at least 100 meters for small population ($< 20 \text{ m}^2$) such as cap Canaille and by 500 meters for large population (> 100 hectare) such as Sainte-Victoire were recorded as different stations. Surface area occupied by *G. lobelii* was estimated in the

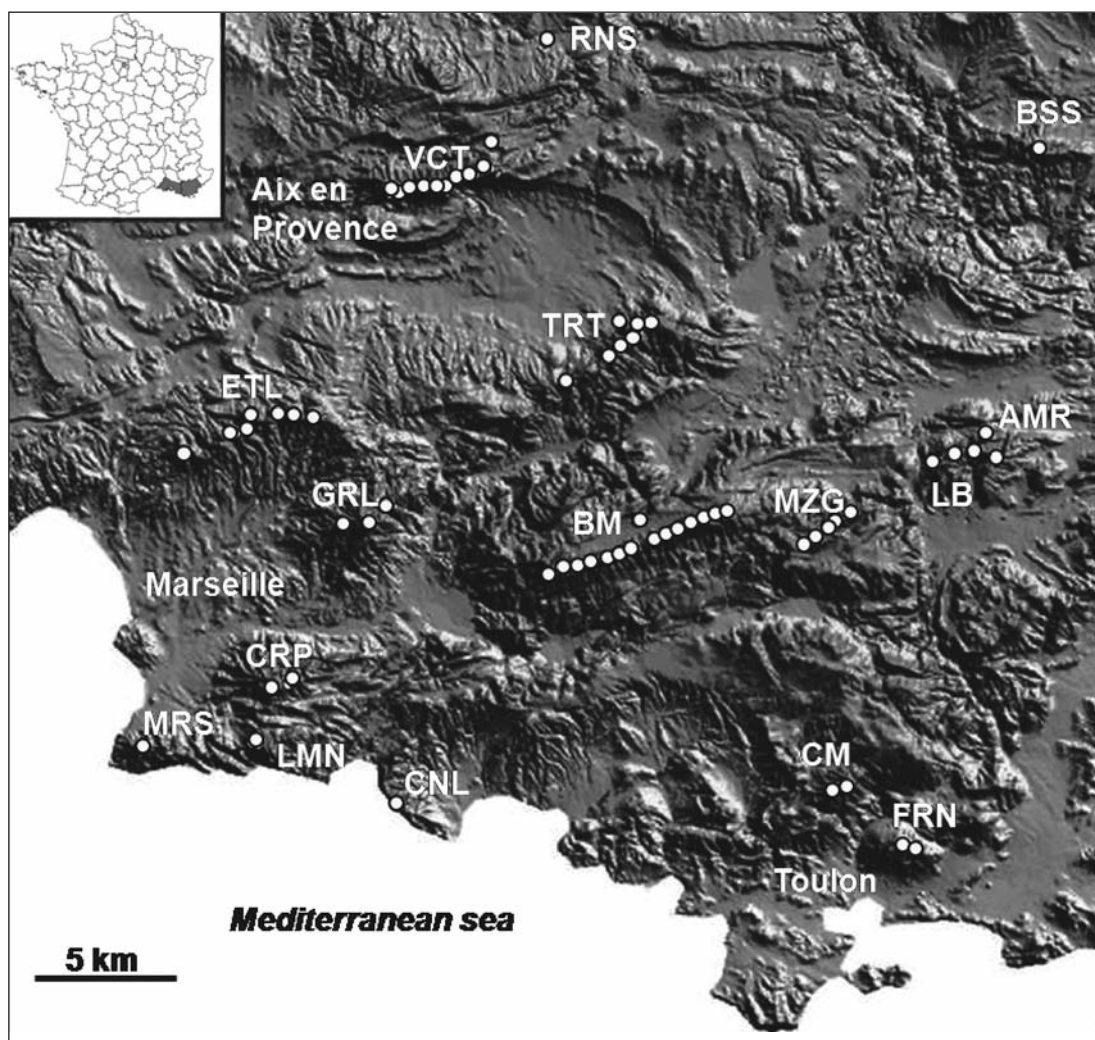
field and divided in three classes (class 1 where surface area < 100 m²; class 2 where surface area was between 100 to 1000 m²; class 3 where surface area > 1000 m²). The species occurrences provide a nearly exhaustive map of all *G. lobelii* stations in Basse Provence. The estimate of occupied surface was used as an indicator of populations size (Figure 1, Appendix 1). Floristic relevés (108 in total) were carried out on 100 m² circular areas, according to Gachet *et al.* (2005) between April and June 2008. This period allows the identification of a maximal number of plant species. To characterize the vegetation co-occurring with *G. lobelii*, each species was assigned to a biological life form (Raunkiaer 1934) following de Bolos & Vigo (1984-2001), to a demographic modality of the CSR model (Grime 1974) following Véla (2002) and to a biogeographical distribution following Pignatti (1982). For multivariate analysis, rare species (frequency < 1%) were

removed. The data matrix was composed of 217 columns corresponding to species and 108 rows corresponding to stations. We consulted geological map of BRGM to search for eventual substrate diversity through the whole distribution of *G. lobelii*.

Data analysis

All multivariate analyses were carried out using R statistical software (R Development Core Team 2006). The ordination of stations according to their floristic similarity was done by a Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) using the “metaMDS” function of VEGAN package. The analysis was based on the Bray-Curtis dissimilarity index and the number of random starts in search of stable solution was set to 100. The Multiple Response Permutation Procedure (MRPP) was carried out to provide a test of a significant difference between group’s dissimilarity.

Figure 1 – Distribution of the 108 study stations, white circles indicate positions of one or more close occurrences of *Genista lobelii*. Note that the highest altitudes, around 1000 m a.s.l., are encountered within Sainte-Victoire (VCT) and Sainte-Baume mountains (BM). *Genista lobelii* populations indicated by different codes (AMR = Mont Amarron; BM = Sainte-Baume; BSS = Gros Bessillon; CM = Mont Caume; CNL = Cap Canaille; CRP = Carpiagne; ETL = Chaîne de l'Étoile; FRN = Mont Faron; GRL = Garlaban; LB = Montagne de la Loube; LMN = Mont Puget; MRS = Mont Marseilleveyre; MZG = Mont Mazaugues; RNS = Rians; TRT = Trets; VCT = Sainte-Victoire).



Appendix 1 – List of the all *Genista lobelii* stations, where a floristic relevé was carried out, with their labels of the sites (ldp), geographical coordination according to WGS 84 in Degree minutes (utmn, utme), altitude in meter, median distance of 20 most nearest neighbors (Distance in meter) and class of surface occupied by *G. lobelii* population sizes 1 = surface area < 100 m²; 2 = surface area 100 m²-1000 m²; 3 = surface area > 1000 m²).

ldp	Sites	Utmn	Utme	Altitude (m)	Distance (m)	Population sizes
AMR1	Mont Amarron	43.22217	6.01045	712	10661.4182	2
AMR2	Mont Amarron	43.21908	6.02059	656	11704.4821	1
BM1	Sainte-Baume	43.19878	5.46912	1106	2771.14479	3
BM2	Sainte-Baume	43.19957	5.47013	1089	2782.81148	3
BM3	Sainte-Baume	43.19435	5.45144	954	2809.24857	3
BMB1	Sainte-Baume	43.19663	5.46015	1000	2706.61682	3
BMB2	Sainte-Baume	43.19383	5.44794	974	3124.29612	3
BMB3	Sainte-Baume	43.19218	5.44315	974	3566.56618	3
BMB4	Sainte-Baume	43.19092	5.43812	969	3842.38475	3
BMB5	Sainte-Baume	43.18991	5.43113	1030	4800.29912	3
BMB6	Sainte-Baume	43.18969	5.42606	1009	5470.28523	3
BMB7	Sainte-Baume	43.18866	5.41902	992	6440.25059	3
BMB8	Sainte-Baume	43.18681	5.41346	1017	7257.62337	3
BMH1	Hôtellerie de la Sainte-Baume	43.20347	5.45398	676	3060.54716	1
BMV1	Sainte-Baume	43.20137	5.47561	1129	2512.73829	3
BMV2	Sainte-Baume	43.20263	5.48047	1148	2778.18362	3
BMV3	Sainte-Baume	43.20301	5.48455	1103	3316.4816	3
BMV4	Sainte-Baume	43.20376	5.49043	1060	4112.89015	3
BMV5	Sainte-Baume	43.20617	5.49487	1012	4830.65767	3
BMV6	Sainte-Baume	43.20531	5.49107	1036	4293.72495	3
BMV7	Sainte-Baume	43.19853	5.46678	1056	2620.58522	3
BMV8	Sainte-Baume	43.19675	5.46313	978	2711.92917	3
BMV9	Sainte-Baume	43.20003	5.47018	1074	2787.44793	3
BSS1	Gros Bessillon	43.32302	6.04571	790	26301.9028	1
CM1	Mont Caume	43.11121	5.54528	786	16438.2008	3
CM2	Mont Caume	43.11025	5.54271	756	16617.5893	3
CM3	Mont Caume	43.11011	5.54062	728	16650.0187	3
CM4	Mont Caume	43.10916	5.53762	725	16843.6455	1
CND1	Roc de Candellon	43.22828	6.01631	614	11885.1993	2
CND4	Roc de Candellon	43.22846	6.01731	620	12019.8495	1
CNL5	Cap Canaille	43.11034	5.33877	372	16641.0374	1
CNL6	Cap Canaille	43.11064	5.33803	337	16529.5445	1
CRP1	Carpiagne	43.15225	5.28191	646	9999.96296	2
CRP2	Carpiagne	43.15312	5.29002	558	10231.8679	2
CRP3	Carpiagne	43.15478	5.29171	569	10396.797	2
CTD1	Citadelle	43.33263	5.39505	709	2207.82796	1
CTD2	Citadelle	43.33324	5.39452	720	2261.76179	1
ETL1	Chaîne de l'Étoile	43.24489	5.29261	643	7336.8076	1
ETL10	Chaîne de l'Étoile	43.23871	5.27091	565	6894.72538	2
ETL11	Chaîne de l'Étoile	43.24316	5.27737	571	6756.2843	2
ETL12	Chaîne de l'Étoile	43.23961	5.27569	599	6389.8793	1
ETL13	Chaîne de l'Étoile	43.23864	5.26762	581	7277.46249	1
ETL16	Chaîne de l'Étoile	43.24511	5.28892	605	7247.68799	1
ETL2	Chaîne de l'Étoile	43.24471	5.29516	717	7403.93556	2
ETL3	Chaîne de l'Étoile	43.24391	5.30679	745	7139.64037	2
ETL5	Chaîne de l'Étoile	43.24325	5.30748	773	6992.71285	2
ETL6	Chaîne de l'Étoile	43.24406	5.29743	733	7413.75257	2
ETL8	Chaîne de l'Étoile	43.23195	5.24585	530	9751.1619	1
FRN4	Mont Faron	43.08981	5.56982	580	20694.4393	1
FRN5	Mont Faron	43.08815	5.57499	537	21124.2074	2
FRN6	Mont Faron	43.08794	5.57593	545	21187.7007	2
GRL1	Garlaban	43.20671	5.31866	668	8598.95494	2
GRL10	Garlaban	43.20697	5.33071	705	9725.20346	2
GRL7	Garlaban	43.21196	5.33953	648	10126.1888	1
GRL8	Garlaban	43.21206	5.33716	600	9847.53126	1
LB2	Montagne de la Loube	43.21784	5.59166	714	8030.1241	2
LB3	Montagne de la Loube	43.21872	5.59327	764	8299.40252	2
LB5	Montagne de la Loube	43.22194	6.00024	763	9413.54377	1
LMN1	Mont Puget	43.13356	5.27507	557	8545.30269	2
LMN2	Mont Puget	43.13425	5.27267	546	8557.4112	2
LMN3	Mont Puget	43.13672	5.27525	488	8695.8195	2

Appendix 1 – Continued

Idp	Sites	Utmn	Utme	Altitude (m)	Distance (m)	Population sizes
LMN9	Mont Puget	43.13391	5.27255	537	8542.28945	2
MRS1	Mont Marseilleveyre	43.13351	5.21943	315	13604.7987	2
MRS10	Mont Marseilleveyre	43.13353	5.21996	359	13536.4862	2
MRS2	Mont Marseilleveyre	43.13391	5.22079	347	13425.7745	2
MRS3	Mont Marseilleveyre	43.13404	5.22306	429	13133.3613	1
MZG1	Mont Mazaugues	43.20332	5.55254	778	8077.19814	2
MZG2	Mont Mazaugues	43.20229	5.54978	825	7854.32734	3
MZG3	Mont Mazaugues	43.20112	5.54672	850	7605.0463	3
MZG4	Mont Mazaugues	43.19851	5.54228	863	7719.4377	3
MZG5	Mont Mazaugues	43.19611	5.53658	899	7426.17162	2
MZG6	Mont Mazaugues	43.19478	5.53451	895	7197.34378	2
MZG7	Mont Mazaugues	43.19349	5.53047	885	6721.13788	2
RNS1	Rians	43.36696	5.42132	328	9277.97532	2
TRT1	Trets/Regagnas	43.25168	5.42296	632	8246.82912	1
TRT12	Trets/Regagnas	43.26429	5.45466	731	8080.89786	2
TRT13	Trets/Regagnas	43.26691	5.45647	877	8554.24893	2
TRT14	Trets/Regagnas	43.26971	5.45806	848	9050.76806	2
TRT15	Trets/Regagnas	43.27061	5.45048	857	8669.5323	2
TRT16	Trets/Regagnas	43.27071	5.46437	863	9583.04074	2
TRT3	Trets/Regagnas	43.25786	5.44205	676	7029.97962	2
TRT5	Trets/Regagnas	43.25864	5.44303	814	6994.75785	2
TRT6	Trets/Regagnas	43.25992	5.44462	746	6940.83107	3
TRT7	Trets/Regagnas	43.26341	5.44875	739	7624.18372	1
TRT8	Trets/Regagnas	43.26354	5.45227	775	7837.34608	2
VCT1	Sainte-Victoire	43.31945	5.34456	777	4420.62857	3
VCT10	Sainte-Victoire	43.31791	5.34624	735	4233.03482	2
VCT15	Sainte-Victoire	43.32343	5.39631	871	1774.83332	3
VCT16	Sainte-Victoire	43.32425	5.39401	870	1614.43985	2
VCT17	Sainte-Victoire	43.32438	5.39457	871	1587.15427	2
VCT19	Sainte-Victoire	43.32278	5.38437	947	1459.24843	3
VCT2	Sainte-Victoire	43.32016	5.34443	774	4427.64094	3
VCT20	Sainte-Victoire	43.32213	5.38187	934	1723.83572	3
VCT21	Sainte-Victoire	43.32181	5.37871	940	2152.57416	3
VCT22	Sainte-Victoire	43.32158	5.37565	948	2565.31386	3
VCT23	Sainte-Victoire	43.31905	5.37108	1001	2924.75934	3
VCT24	Sainte-Victoire	43.32462	5.39528	847	1556.32102	2
VCT25	Sainte-Victoire	43.32471	5.39344	893	1536.59696	3
VCT26	Sainte-Victoire	43.32456	5.39122	925	1461.31467	3
VCT27	Sainte-Victoire	43.32353	5.38856	991	1206.13591	3
VCT3	Sainte-Victoire	43.31934	5.34491	855	4375.61534	3
VCT30	Sainte-Victoire	43.32315	5.38668	965	1245.97439	2
VCT31	Sainte-Victoire	43.32469	5.38906	949	1287.4258	3
VCT4	Sainte-Victoire	43.31896	5.34616	893	4215.76617	3
VCT5	Sainte-Victoire	43.31889	5.34881	922	3862.80558	3
VCT6	Sainte-Victoire	43.31826	5.35024	941	3690.14297	3
VCT7	Sainte-Victoire	43.31827	5.35179	949	3484.01695	3
VCT9	Sainte-Victoire	43.31754	5.34934	786	3834.45511	2

ties of sampling units (1000 permutation replicates). To further structure the stations on the ordination, we performed in parallel a hierarchical cluster analysis (HCA) using the “dist” and “hclust” functions (STATS package). The analysis was based on the Jaccard dissimilarity index and the Ward’s minimum variance algorithm of clustering. The cutree function (STATS package) provides, by truncation, groups of stations of same hierarchical level of floristic similarities.

Relationships between population size, altitude and geographical isolation were also investigated. The isolation of each population was summarized as the median distance (m) to the 20 most nearest neighbors (MDNN). This number of neighbors was chosen to differentiate small number of populations forming isolated patches from continuous distribution of small populations forming big patches. Numerical range of altitude and MDNN was shown for each population

size class with box plot charts. MDNN values (according to four classes: 1 < 5001 m; 2 = 5001 – 10000 m; 3 = 10001 – 15000 m; 4 > 15000 m) were also projected on the distribution map of the populations. Significant differences between population size classes for altitudes and MDNN were tested by a bonferroni procedure (Hervé 2007) at the alpha 5% risk after correction.

Results

We updated the cartography of *G. lobelii* providing a nearly exhaustive distribution of the populations (Figure 1, Appendix 1). After three years of field investigations, we did not find two populations previously cited at “Forcalquier” and “Mont Coudon” sites (Rebuffel 1998). We report five new populations, never cited previously on: Carpiagne mountain (CRP3), Garlaban mountain (GRL8), la Loube mountain (LB3), and Reigagnas mountain (TRT1). In addition, we found on Grand Bessillon site (BSS) a population which has not been observed by botanists since 1992 (Rebuffel 1998).

Genista lobelii occurs on a relatively large geographical range though with a highly frag-

mented pattern. The stations are mainly localised on the summits of the principal calcareous mountains of Basse Provence. Even at the scale of each mountain, the populations are often highly scattered. The most extreme pattern of isolation is observed for peripheral sites of Bessillon and cap Canaille with small patches of individuals, *i.e.* 10 individuals on 10 m² and 15 individual on 20 m² respectively. The median distance to the nearest 20 neighbors (MDNN) are 26.3, 21.1 and 16.6 km for Bessillon (BSS), Mont Faron (FRN) and cap Canaille (CNL) stations respectively (Appendix 1). On the other hand, near the center of the distribution, along the Sainte-Baume (BM) and Sainte-Victoire (VCT) summits, *G. lobelii* occupies a large area of close stations (Figure 1). The average MDNN is 2.6 and 4.1 km for Sainte-Victoire (VCT) and Sainte-Baume (BM) stations respectively (appendix 1). The average MDNN is 12.4 km for all 108 *G. lobelii* stations. These patterns are also summarized on boxplots (Figures 2 and 3), showing that the highest population size class (>1000 m²) is significantly associated to small isolation (small values of MDNN) and to high altitudes. However, there was no significant difference between population size classes 1 and 2.

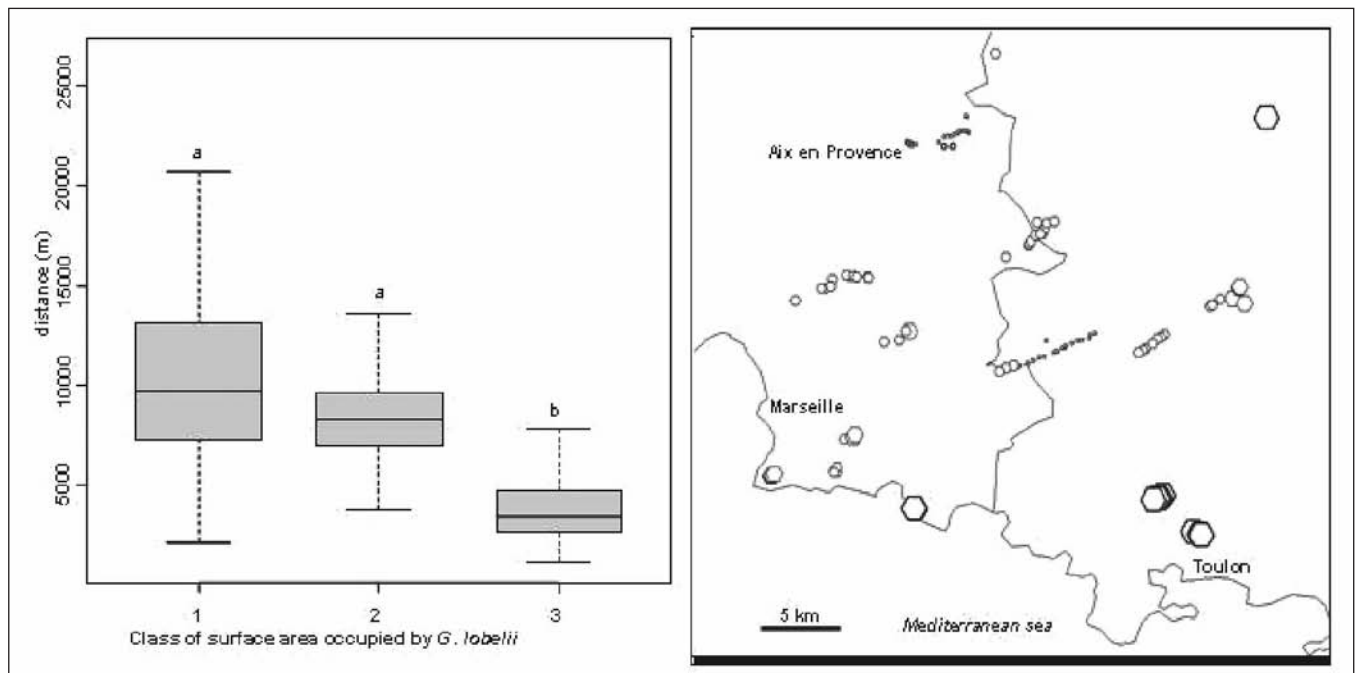


Figure 2 – On left: box plot of median distance (m) of 20 most nearest neighbors of *Genista lobelii* stations according to surface area occupied (three classes: 1 = surface area < 100 m²; 2 = surface area 100 m² – 1000 m²; 3 = surface area > 1000 m²). Different letters show significant median distance of 20 most nearest neighbors differences between population size categories at the alpha 5% risk after Bonferroni correction. On the right: spatial distribution map of *G. lobelii*, the symbol sizes proportional to the median distance of 20 most nearest neighbors (four classes: 1 < 5001 m; 2 = 5001-10000 m; 3 = 10001-15000 m; 4 > 15000 m).

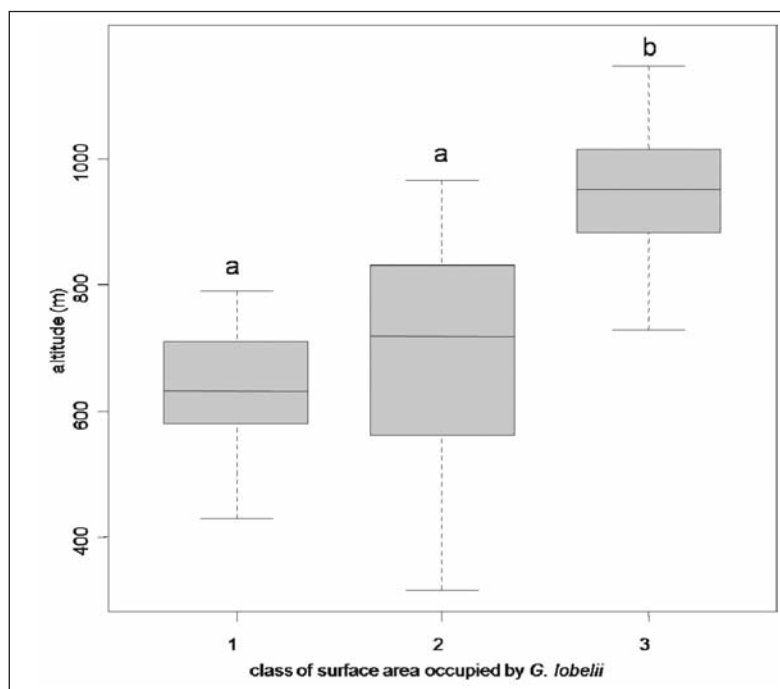


Figure 3 – Box plot of the distribution of *G. lobelii* stations on altitudinal gradient (m) according to surface area occupied (three classes: 1 = surface area < 100 m²; 2 = surface area 100 m²-1000 m²; 3 = surface area > 1000 m²). Different letters show significant altitudes differences between population size categories at the alpha 5% risk after Bonferroni correction.

Table 1 – The demographic strategies, biological traits and biogeographical distribution of all stations and each cluster of stations. Demographical strategies sensu Grime (1974) (C: Competitor; R: Ruderal; S: Stress-tolerant); biological traits sensu Raunkiaer (1934) (Ch: Chamaephytes; G: Geophytes; H: Hemicryptophytes; P: Phanerophytes; Th: Therophytes); biogeographical distribution sensu Pignatti (1982) (Steno-Medit: Mediterranean sensu stricto; Euri-Medit: Mediterranean sensu lato; Medit-Mont: Mediterranean mountains; Oroph: European Orophytes).

	All stations	Cluster n° 1	Cluster n° 2	Cluster n° 3
nb of stations	108	52	39	17
Ch	40%	39%	43%	38%
G	4%	5%	2%	1%
H	29%	31%	28%	24%
P	12%	9%	15%	20%
Th	15%	16%	12%	17%
C	3%	5%	4%	3%
CR	1%	0%	0%	3%
SC	16%	14%	15%	20%
SCR	3%	1%	4%	5%
R	1%	1%	1%	3%
S	54%	55%	51%	45%
SR	25%	24%	25%	21%
Endemic	2%	1%	2%	2%
Sub-endemic	3%	6%	3%	2%
Steno-Medit.	32%	21%	39%	46%
Euri-Medit.	17%	19%	15%	16%
Medit.-Mont.	21%	23%	16%	17%
Oroph	9%	10%	8%	4%
Eurasianic	9%	10%	11%	7%
Steppic	3%	4%	1%	1%
Subcosmopolite	1%	4%	2%	3%
Subtropical	1%	0%	0%	0%
Boreal	1%	1%	1%	0%
Xenophyte	0%	0%	0%	1%
Subatlantic	1%	1%	2%	1%

A total of 263 species were observed with *G. lobelii* over all the 108 stations, their characteristics are summarized in Table 1. We observed an important variability between stations because only 51 species are present in at least 25% of the stations and 68 species occur only in one or two stations. Three Grime strategies, “stress” (S), “stress competitive” (SC) and “stress ruderal” (SR), represent 95% of all plant species and the biological spectrum of Raunkiaer shows that the community associated with *G. lobelii* is mainly represented by Chamaephytes and Hemicryptophytes (C + H = 69%). In addition, the spectrum of biogeographical distribution shows that the Mediterranean species (Steno + Euri = 49%) are predominant but Mediterranean mountains plants and south-european orophytes are also consequent (21 + 9 respectively = 30% in total), while sub-cosmopolite taxa are rare (1%). The only one exotic species found in our relevés is *Cedrus atlantica* (Manetti ex Endl.) Carrière trees. Five percent of the species encountered in the *G. lobelii* stations are endemic or sub-endemic (Table 1).

Classification by CAH and ordination by NMDS (2 axis, stress value = 17%) (Figure 4) revealed three groups of station significantly distinct ($p < 0.01$, mrpp test). The first group is characteristic of the stations situated at 800 meters or higher in altitude, on crest and summits. In this type of habitat, Mediterranean mountains plants and orophytes plant species (33% of all plant species) are very frequent such as: *Iberis saxatilis*, *Santolina chamaecyparissus* (L.) subsp. *chamaecyparissus*, *Anthyllis montana*, *Seseli galloprovinciale* Reduron, *Teucrium polium* subsp. *aureum* (Schreb), *Valeriana tuberosa*, *Crepis albida* and *Scorzonera austriaca* subsp. *bupleurifolia* (Pouzolz) Bonnier (see Appendix 2.1 for more detail). Moreover, the Chamaephytes and Hemicryptophytes stress-tolerant species dominate forming fruticose or dwarf cushion vegetation characterised by the dominance of *G. lobelii*. In this plant community, we observed 7% of endemic and sub-endemic species. It should be noted that this cluster (n° 1) is situated at the geographical center of *G. lobelii* population distribution. In the second group, the stations are situated between 500 to 800 m (a.s.l.). Within this group, the Mediterranean mountains plants and orophytes species are less abundant (24%) and the most frequent species are: *Rosmarinus officinalis* L., *Aphyllanthes monspeliensis* L.,

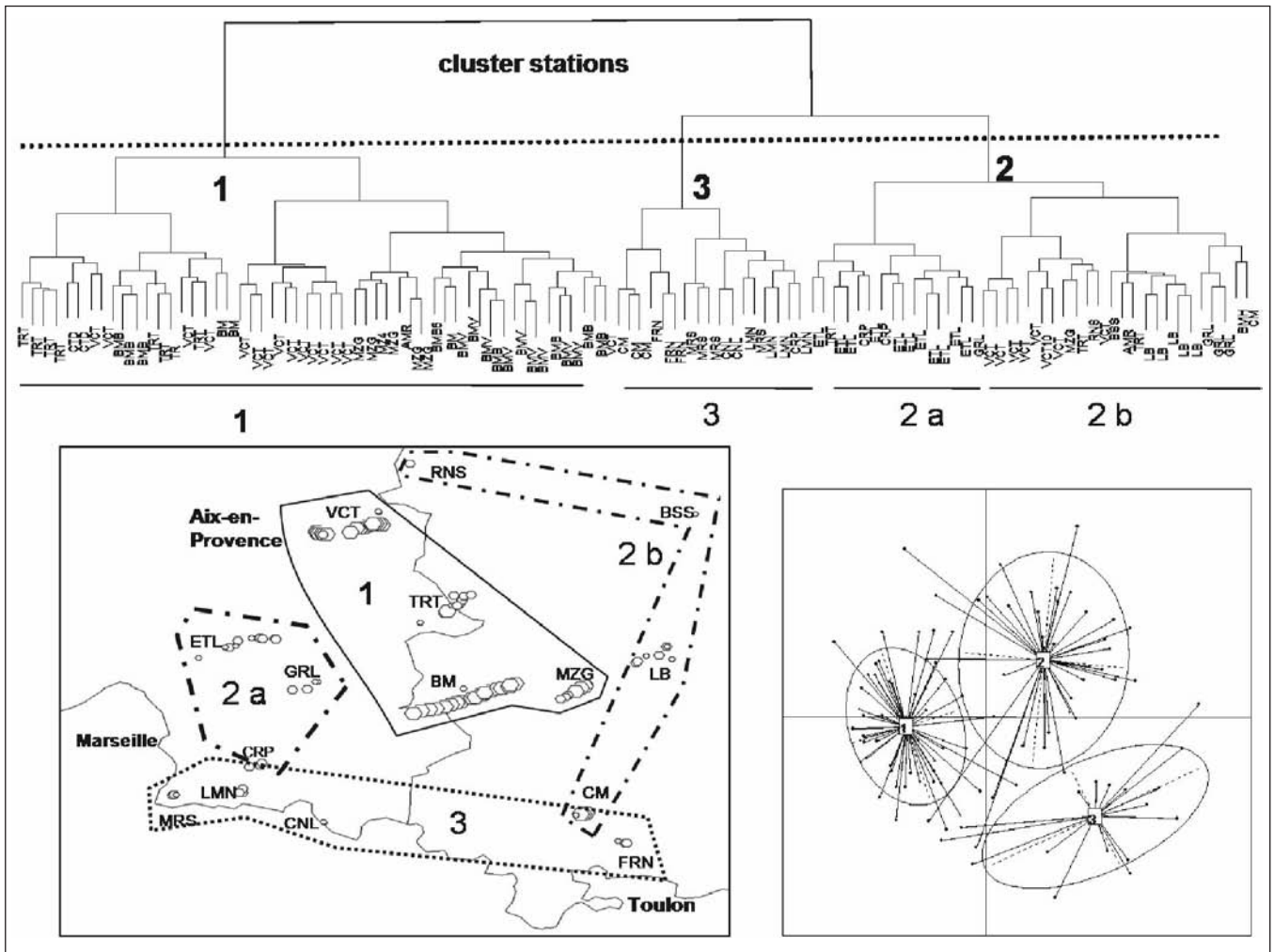


Figure 4 – Hierarchical Cluster Analysis (HCA) and Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) of floristic diversity associated to *G. lobelii*. On the spatial distribution carte of *G. lobelii*, the symbol sizes proportional to the population sizes (three classes: 1 = surface area < 100 m²; 2 = surface area was between 100 m² to 1000 m²; 3 = surface area > 1000 m²).

Koeleria vallesiana (Honck.) Gaudin, *Avenula bromoides* (Gouan) H. Scholz, *Genista hispanica* L., *Quercus ilex* L., *Quercus coccifera* L. and *Odontites luteus* subsp. *luteus* (L.) Clairv. (see Appendix 2.2 for more detail). Two subgroups are geographically separated. The sub-group n° 2a corresponds to the stations of the “Massif de l’Étoile”, situated at 500-700 m (a.s.l) on the western limit of *G. lobelii* distribution. These stations have mixed community species between steno Mediterranean species (39%), Mediterranean mountains plants and orophytes species (24%). The sub-group n° 2b corresponds to all stations situated at the eastern and north-eastern limit of the geographical distribution. These stations are characterized by higher annual precipitation relatively to Basse Provence area, where *G. lobelii* populations are beside or under the cover of shrubs or matorral formation with 15% of Phanerophytes. Finally, the third group gathered all

coastline mountain chain stations located at the southern limit of the distribution. These stations are situated above 320 to 500 m (a.s.l.), within an isolated patch of *G. lobelii* population *i.e.* Cap Canaille stations, under more xero-thermic climatic conditions and in association with 46% of steno Mediterranean plant species (see appendix 2.3 for the most frequent species). However, Mediterranean mountains plants and orophytes species were present (21%). From a geological standpoint, most *G. lobelii* stations are localized on jurassic and cretaceous sedimentary calcareous rocks (69%), or calcareous of secondary dolomitic nature (27%) and rarely on marnes, screes and calcareous red clay (2, 1 and 1% respectively). It should be noted that the presence of *G. lobelii* on calcareous rocks and dolomitic calcareous rocks can be found on the same mountain chain, as observed within Etoile or Sainte-Victoire mountains.

Discussion

Genista lobelii has a fragmented distribution with many isolated stations, mainly on the summits of the principal calcareous mountains of Basse Provence where Mediterranean mountains plants and orophytes species are frequent (more than 30%). Plant species associated with *G. lobelii* are mainly represented by Chamaephytes and Hemichryptophytes “fruticose Chamaephytes” of stress pole type. The dominance of fruticose Chamaephytes species can be explained by the strong constraints, in particularly the xeric microclimat *i.e.* soil drought, calcareous lithosol and winds frequently higher than 100 km/h. These extreme conditions can also explain the

absence of xenophytes species, except for the presence of *Cedrus atlantica* which was deliberately planted by the “Office national des forêts” within the “Calanques” hills area. On studying thorny-cushion, Nimis (1981) showed that the *Genista* association, in west Mediterranean region, are characterized by a higher incidence of Mediterranean species and Therophytes and relatively low percentage of endemics. Indeed, we observe 70% of Mediterranean species in our relevés and relatively few endemics (2%) or subendemics (3%). In comparison, endemism reaches 35% in the mountain parts of Corsica (Thompson 2005) and between 30 and 40% in the summit areas of Sierra Nevada (Blanca *et al.* 1999). This observation suggests that elevations of Basse Provence are not sufficiently

Appendix 2 – The 30 most frequent species of each cluster of station, used to describe association with *Genista lobelii* (appendix 2.1 for cluster 1, appendix 2.2 for cluster 2 and appendix 2.3 for cluster 3) with their family, biological cycle, dispersal modes (Baro: Barochory; Hydr: Hydrochory; AuM: mechanical Autochory; Apro: Autochory by steam projection; Alou: heavy Anemochory; Aleg: light Anemochory; Zepi: Epi-Zoochory “transported on animals”; Zend: Endo-Zoochory “seeds are eaten by animals”; Zele: Zoochory with elaiosomes; Zdys: transport by animals but not eaten), biological traits (Ch: Chamaephytes; G: Geophytes; H: Hemichryptophytes; P: Phanerophytes; Th: Therophytes), demographic strategies (C: Competitor; R: Ruderal; S: Stress-tolerant) and biogeographical distribution (Steno-Medit: Mediterranean sensu stricto; Euri-Medit: Mediterranean sensu lato; Medit-Mont: Mediterranean mountains; Oroph: European Orophytes; Endem: Endemic).

Appendix 2.1 – Cluster n° 1							
Species	Frequence (%)	Family	Biological cycle	Seeds dispersal	Biological traits	Demographic strategies	Biogeography
<i>Thymus vulgaris</i> subsp. <i>vulgaris</i>	100	Lamiaceae	Perennial	Zele	Ch	S	Steno-W-Medit.
<i>Helianthemum oelandicum</i> subsp. <i>italicum</i>	92	Cistaceae	Perennial	Apro	Ch	SR	Euri-N-Medit.
<i>Anthyllis vulneraria</i>	90	Fabaceae	Annual, Perennial	Alou	Th, H	SR	Eurasian
<i>Iberis saxatilis</i>	90	Brassicaceae	Perennial	Baro	Ch	S	N-Medit.-Mont.
<i>Sesleria caerulea</i>	85	Poaceae	Perennial	Alou	H	CS	Oroph. C-Europ.
<i>Amelanchier ovalis</i>	83	Rosaceae	Perennial	Zend	P	CS	Medit.-Mont.
<i>Cerastium arvense</i> subsp. <i>suffruticosum</i>	81	Caryophyllaceae	Perennial	Apro	Ch	S	Oroph. S-Europ.
<i>Teucrium polium</i> subsp. <i>polium</i>	77	Lamiaceae	Perennial	Zele	Ch	S	Steno-Medit.
<i>Cerastium pumilum</i>	75	Caryophyllaceae	Annual	Apro	Th	SR	Euri-Medit.
<i>Juniperus phoenicea</i> subsp. <i>phoenicea</i>	75	Pinaceae	Perennial	Zend	P	CS	Euri-Medit.
<i>Hornungia petraea</i>	69	Brassicaceae	Annual	AuM	Th	SR	Euri-Medit.
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	69	Asteraceae	Perennial	Apro	Ch	S	N-Medit.-Mont.
<i>Anthyllis montana</i>	67	Fabaceae	Perennial	Alou	H	S	Medit.-Mont.
<i>Galium corrudifolium</i>	67	Rubiaceae	Perennial	Zepi	H	S	Euri-Medit., Steno-Medit.
<i>Koeleria vallesiana</i> subsp. <i>vallesiana</i>	67	Poaceae	Perennial	Apro	H	S	Euri-Medit.
<i>Sedum ochroleucon</i>	63	Crassulaceae	Perennial	Hydr	Ch	S	N-Medit.-Mont.
<i>Stipa offneri</i>	63	Poaceae	Perennial	Alou	H	S	Steno-NW-Medit.
<i>Seseli galloprovinciale</i>	62	Apiaceae	Perennial	Baro	H	S	Subendem.
<i>Teucrium aureum</i>	62	Lamiaceae	Perennial	Baro	Ch	S	W-Medit.-Mont.
<i>Festuca marginata</i> subsp. <i>marginata</i>	56	Poaceae	Perennial	Alou	H	S	Endem. W-Alpica
<i>Teucrium chamaedrys</i>	56	Lamiaceae	Perennial	Baro	Ch	CS	Euri-Medit.
<i>Valeriana tuberosa</i>	56	Valerianaceae	Perennial	Alou	G	S	Medit.-Mont.
<i>Crepis albida</i>	54	Asteraceae	Perennial	Aleg	H	S	Oroph. SW-Europ.
<i>Arenaria serpyllifolia</i> subsp. <i>serpyllifolia</i>	52	Caryophyllaceae	Annual	Apro	Th	SR	Subcosmop.
<i>Helianthemum apenninum</i> subsp. <i>apenninum</i>	52	Cistaceae	Perennial	Apro	Ch	SR	SW-Europ.
<i>Lactuca perennis</i>	52	Asteraceae	Perennial	Aleg	H	CS	Euri-W-Medit.
<i>Lavandula angustifolia</i>	52	Lamiaceae	Perennial	Apro	Ch	S	Steno-W-Medit.
<i>Scorzonera austriaca</i> subsp. <i>bupleurifolia</i>	52	Asteraceae	Perennial	Aleg	H	S	SE-Europ.-S-Siber.
<i>Sedum sediforme</i>	48	Crassulaceae	Perennial	Hydr	Ch	S	Steno-Medit.
<i>Campanula rotundiflora</i> subsp. <i>macrorhiza</i>	46	Campanulaceae	Perennial	Apro	H	S	Endem. S-France

isolated to harbour high percentage of endemism despite their mountain affinities (30% of orophytes or Mediterranean mountain plants).

Genista lobelii is found along a wide altitudinal range *i.e.*, from dry coastline mountains chains at 320 m to colder and relatively humid situation at more 1110 m. As for *A. provincialis*, another endemic of Basse Provence (Véla *et al.* 2008; Baumel *et al.* 2009), the vegetation associated to *G. lobelii* is not homogeneous as reflected by the multivariate analysis (Figure 4) and floristic composition (Table 1 and Appendix 2). This heterogeneity reflects the existence of different habitats within the distribution of *G. lobelii* with possible effects on population sizes. At 800 m (a.s.l.), on the summital crest of Sainte-Baume, Sainte-Victoire and Trets (cluster n° 1), *G. lobelii* shows its ecological optimum characterized with numerous and large populations. At the opposite, on coastline mountain chains (cluster n° 3) and at 300-500 m (a.s.l.), *G. lobelii* has smaller populations, less than 10 individuals occurring on 10 m², similar to observation made on Cap Canaille stations.

Indeed, in this cluster (n° 3), Mediterranean mountains plant species are less frequent than thermophilous Mediterranean species such as *Pistacia lentiscus*. Populations of *G. lobelii* located at 500 to 800 m are mostly grouped together (cluster n° 2). In majority, they are isolated, reduced, under or beside an open formation dominated by *Quercus coccifera* and/or *Quercus ilex*. The expansion of this vegetation type is promoted by land-use changes *i.e.* pasture abandonment and recurring fire (Tatoni *et al.* 2004). From these facts, it could be hypothesized that *G. lobelii* probably occupied larger areas at lowland position or along mountain slopes during the last centuries and is now threatened by forest succession. For example, on Bessillon site (BSS), *G. lobelii* forms a small population, only 10 individuals, and is distant from the nearest population by 17.95 km. Another good example concerns the small population of the BMH1 station (cluster n° 2) near the “Hotellerie de la Sainte-Baume”, found on grassland vegetation type and threatened by colonisation of *Quercus pubescens* Willd. It appears that distribution of *G. lobelii*, like numerous open habitat

Appendix 2.2 – Cluster n° 2

Species	Frequency (%)	Family	Biological cycle	Seeds dispersal	Biological traits	Demographic strategies	Biogeography
<i>Thymus vulgaris</i> subsp. <i>vulgaris</i>	97	Lamiaceae	Perennial	ZeLe	Ch	S	Steno-W-Medit.
<i>Fumana ericoides</i> subsp. <i>montana</i>	92	Cistaceae	Perennial	Apro	Ch	SR	Steno-Medit.
<i>Amelanchier ovalis</i> (s.l.)	82	Rosaceae	Perennial	Zend	P	CS	Medit.-Mont.
<i>Helichrysum stoechas</i>	79	Asteraceae	Perennial	Apro	Ch	S	Steno-W-Medit.
<i>Rosmarinus officinalis</i>	79	Lamiaceae	Perennial	ZeLe	NP	CSR	Steno-Medit.
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	74	Aphyllanthaceae	Perennial	Apro	H	S	Steno-W-Medit.
<i>Sesleria caerulea</i> (s.l.)	64	Poaceae	Perennial	Apro	H	CS	Oroph. C-Europ.
<i>Anthyllis vulneraria</i> (s.l.)	62	Fabaceae	Annual, Perennial	Alou	Th, H	SR	Eurasitic
<i>Koeleria vallesiana</i> subsp. <i>vallesiana</i>	62	Poaceae	Perennial	Apro	H	S	Euri-Medit.
<i>Brachypodium retusum</i>	59	Poaceae	Perennial	Zepi	Ch	CS	Steno-W-Medit.
<i>Helianthemum oelandicum</i> subsp. <i>italicum</i>	59	Cistaceae	Perennial	Apro	Ch	SR	Euri-N-Medit.
<i>Ononis minutissima</i>	59	Fabaceae	Perennial	AuM	Ch	S	Steno-W-Medit.
<i>Echinops ritro</i>	56	Asteraceae	Perennial	Alou	H	SR	Steno-Medit.
<i>Galium corradifolium</i>	56	Rubiaceae	Perennial	Zepi	H	S	Steno-Medit.
<i>Cerastium arvense</i> subsp. <i>suffruticosum</i>	51	Caryophyllaceae	Perennial	Apro	Ch	S	Oroph. S-Europ.
<i>Teucrium polium</i> subsp. <i>polium</i>	51	Lamiaceae	Perennial	ZeLe	Ch	S	Steno-Medit.
<i>Avenula bromoides</i> (s.l.)	49	Poaceae	Perennial	Zepi	H	S	Steno-W-Medit.
<i>Helianthemum oelandicum</i> subsp. <i>incanum</i>	49	Cistaceae	Perennial	Apro	Ch	SR	Oroph. S-Europ.
<i>Teucrium chamaedrys</i> (s.l.)	49	Lamiaceae	Perennial	Baro	Ch	CS	Euri-Medit.
<i>Festuca marginata</i> subsp. <i>marginata</i>	46	Poaceae	Perennial	Zepi	H	S	Endem. W-Alpica
<i>Genista hispanica</i> subsp. <i>hispanica</i>	44	Fabaceae	Perennial	AuM	Ch	S	W-Medit.-Mont.
<i>Juniperus phoenicea</i> subsp. <i>phoenicea</i>	44	Pinaceae	Perennial	Zend	P	CS	Euri-Medit.
<i>Quercus ilex</i> (s.l.)	44	Fagaceae	Perennial	Zdys	p	CS	Steno-Medit.
<i>Seseli galloprovinciale</i>	44	Apiaceae	Perennial	Baro	H	S	Subendem.
<i>Quercus coccifera</i>	41	Fagaceae	Perennial	Zdys	P	CS	Steno-W-Medit.
<i>Juniperus oxycedrus</i> subsp. <i>oxycedrus</i>	38	Pinaceae	Perennial	Zend	p	CS	Euri-Medit.
<i>Arenaria aggregata</i>	36	Caryophyllaceae	Perennial	Apro	Ch	S	NW-Medit.-Mont.
<i>Odontites luteus</i> subsp. <i>luteus</i>	36	Scrophulariaceae	Annual	Apro	Th	SR	Euri-Medit.
<i>Crepis albida</i>	33	Asteraceae	Perennial	Aleg	H	S	Oroph. SW-Europ.
<i>Iberis stricta</i> subsp. <i>leptophylla</i>	33	Brassicaceae	Biennial	Baro	Th, Ch	SR	Subendem.

Appendix 2.3 – Cluster n° 3

Species	Frequence (%)	Family	Biological cycle	Seeds dispersal	Biological traits	Demographic strategies	Biogeography
<i>Thymus vulgaris</i> subsp. <i>vulgaris</i>	100	Lamiaceae	Perennial	ZeLe	Ch	S	Steno-W-Medit.
<i>Galium corrudifolium</i>	94	Rubiaceae	Perennial	Zepi	H	S	Steno-Medit.
<i>Amelanchier ovalis</i> (s.l.)	82	Rosaceae	Perennial	Zend	P	CS	Medit.-Mont.
<i>Lactuca perennis</i>	82	Asteraceae	Perennial	Aleg	H	CS	Euri-W-Medit.
<i>Laserpitium gallicum</i>	76	Apiaceae	Perennial	Alou	H	S	NW-Medit.-Mont.
<i>Ononis minutissima</i>	76	Fabaceae	Perennial	AuM	Ch	S	Steno-W-Medit.
<i>Rosmarinus officinalis</i>	76	Lamiaceae	Perennial	ZeLe	p	CSR	Steno-Medit.
<i>Brachypodium retusum</i>	71	Poaceae	Perennial	Zepi	Ch	CS	Steno-W-Medit.
<i>Centranthus ruber</i>	71	Valerianaceae	Perennial	Alou	Ch	CR	Steno-Medit.
<i>Juniperus phoenicea</i> subsp. <i>phoenicea</i>	71	Pinaceae	Perennial	Zend	P	CS	Euri-Medit.
<i>Festuca marginata</i> subsp. <i>marginata</i>	65	Poaceae	Perennial	Zepi	H	S	Endem. W-Alpica
<i>Helichrysum stoechas</i>	65	Asteraceae	Perennial	Apro	Ch	S	Steno-W-Medit.
<i>Sedum sediforme</i>	65	Crassulaceae	Perennial	Apro	Ch	S	Steno-Medit.
<i>Teucrium polium</i> subsp. <i>polium</i>	65	Lamiaceae	Perennial	Zoochory	Ch	S	Steno-Medit.
<i>Sedum ochroleucon</i>	59	Crassulaceae	Perennial	Hydr	Ch	S	N-Medit.-Mont.
<i>Sesleria caerulea</i>	59	Poaceae	Perennial	Apro	H	CS	Oroph. C-Europ.
<i>Campanula rotundiflora</i> subsp. <i>macrorhiza</i>	53	Campanulaceae	Perennial	Apro	H	S	Endem. S-France
<i>Euphorbia characias</i>	47	Euphorbiaceae	Perennial	ZeLe	p	S	Steno-Medit.
<i>Catapodium rigidum</i> subsp. <i>rigidum</i>	41	Poaceae	Annual	Baro	Th	SR	Euri-Medit.
<i>Coronilla juncea</i>	41	Fabaceae	Perennial	AuM	NP	CSR	Steno-W-Medit.
<i>Reichardia picroides</i>	41	Asteraceae	Perennial	Aleg	H	CS	Steno-Medit.
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	41	Asteraceae	Perennial	Apro	Ch	S	N-Medit.-Mont.
<i>Stachelina dubia</i>	41	Asteraceae	Perennial	Aleg	Ch	S	Steno-W-Medit.
<i>Alyssum spinosum</i>	35	Brassicaceae	Perennial	Baro	Th	S	W-Medit.-Mont.
<i>Anthyllis vulneraria</i> (s.l.)	35	Fabaceae	Annual, Perennial	Alou	Th, H	SR	Eurasitic
<i>Arabis collina</i>	35	Brassicaceae	Perennial	Apro	H	S	Medit.-Mont.
<i>Asperula cynanchica</i> (s.l.)	35	Rubiaceae	Perennial	Baro	H	S	Euri-Medit.
<i>Asterolinon linum-stellatum</i>	35	Caryophyllaceae	Annual	Baro	Th	SR	Steno-Medit.
<i>Bupleurum baldense</i>	35	Apiaceae	Annual	Apro	Th	SR	Euri-Medit.
<i>Helianthemum oelandicum</i> subsp. <i>incanum</i>	35	Cistaceae	Perennial	Apro	Ch	SR	Oroph. S-Europ.

species, decreases as a consequence of trees colonization, a global pattern of French Mediterranean landscape change (Debussche *et al.* 1999). However, our current knowledge about the rate and extent of this dynamics in Basse Provence, as well as dispersal capacities of *G. lobelii*, are too scarce to evaluate if trees colonization represents a real threat for the persistence of *G. lobelii*.

In our study, the geological nature of substrate does not seem to play an important role on the population size variation of *G. lobelii* stations as we observed the three classes of populations size on each type of substrate (calcareous or dolomie). However, our field investigations revealed two geographical trends of population size variation. First, the surface occupied by *G. lobelii* populations regularly increased with altitude (Figure 3). Above 800 m, near the summits of Sainte-Baume and Sainte-Victoire mountains, *G. lobelii* becomes one of the dominant species. In parallel, when *G. lobelii* is found at lower altitude where populations are smaller, the stations are in northward exposures promoting the effects of strong winds (S. Youssef, pers. obs.). Second,

the most isolated populations, found on the north and south eastern limits, are also the smallest (Figures 2 and 4). Postulating that population size is an indicator of individual fitness and observing that vegetation is different between central and marginal stations, we can hypothesize that geographically marginal populations of *G. lobelii*, are situated within non-optimal habitats. These populations may suffer from non optimal conditions of individual growth and reproduction in parallel with genetic stochastic effects that could reduce individual fitness (Honnay & Jacquemyn 2007). Genetic diversity analysis and monitoring of reproduction and recruitment phase are then necessary to check for potential decrease of individual fitness in marginal populations of *G. lobelii*. Cytogenetic studies in relation to monitoring individual fitness should also be conducted to investigate the potential demographic effect of the complex caryological nature of *G. lobelii* (Verlaque 1992). At least cost, a regular monitoring of population size, particularly at the edge of its distribution, should be a priority for conservation of this rare species in a context of global change.

Acknowledgments

We thank Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles and ECO-MED society for providing unpublished data about some *Genista lobelii* localisations. We thank Franck Torre and Sophie Gachet for their help on statistical analysis, Laurence Affre and George Ongamo for their helpful review.

References

- Barbero M., 1972. *Études phytosociologiques et écologiques comparées des végétations orophiles alpine, subalpine et mésogéenne des Alpes-Maritimes et ligures*. Thèse de doctorat d'État. Université de Provence, Marseille. 418 p.
- Barbero M., Loisel R. & Quézel P., 1972. Études phytosociologique des pelouses à *Anthyllis montana*, *Ononis striata* et *Sesleria caerulea* en France méridionale. *Bull. Soc. Bot. Fr.* 119 : 141-168.
- Barbero M., & Bonin G., 1980. La végétation de l'Apennin septentrional. Essai d'interprétation synthétique. *Ecol. Mediterranea* 5 : 273-313.
- Baumel A., Affre L., Véla E., Auda P., Torre F., Youssef S. & Taton T. 2009. Ecological magnitude and fine scale dynamics of the mediterranean narrow endemic therophyte, *Arenaria provincialis* (Caryophyllaceae). *Acta Bot. Gal.* 156: 259-272.
- Blanca G., Hernández Bermejo J.E., Herrera C.M., Molero Mesa J., Muñoz J. & Valdés B. (eds), 1999. *Libro rojo de la flora silvestre amenazada de Andalucía*. Tomo I: *Especies en peligro de extinción*. Junta de Andalucía, Sevilla, Spain. 302 p.
- Bonnier G. & Douin R., 1911-1935. *Flore complète illustrée en couleurs de la France, Suisse et Belgique* (comprenant la plupart des espèces d'Europe). Vol. 1-13. Paris. 1 564 p.
- Casazza G., Zappa E., Mariotti M.G., Médail F. & Minuto, L., 2008. Ecological and historical factors affecting distribution pattern and richness of endemic plant species: the case of the Maritime and Ligurian Alps hotspot. *Divers. Distrib.* 14: 47-58.
- Cavieres L.A., Quiroz C.L., Molina-Montenegro M.A., Munos A.A. & Pauchard A., 2005. Nurse effect of the native cushion plant *Azorella monantha* on the invasive non-native *Taraxacum officinale* in the high-Andes of central Chile. *Perspect. Plant. Ecol. Evol. Syst.* 7: 217-226.
- Cavieres L.A., Badano E. I, Sierra Almeida A. & Molina-Montenegro M.A., 2007. Microclimatic modifications of cushion plants and their consequences for seedling survival of native and non-native plants in the high-Andes of central Chile. *Arct. Antarct. Alp. Res.* 39: 229-236.
- Charles J.P., 2001. Les peuplements de *Genista lobelii* et de *Genista pulchella* de haute Provence et de Provence littorale inventaire floristique. *Bull. Soc. Lin. Prov.* 52: 89-137.
- Crawford R.M.M., 2008. *Plants at the margin. ecological limits and climate change*. Cambridge University Press, United Kingdom, 478 p.
- Cruon R. et al., 2008. *Le Var et sa flore. Plantes rares ou protégées*. Naturalia Publications, Turriers, France, 544 p.
- Davis P.H., 1951. Cliff vegetation in the eastern Mediterranean. *J. Ecol.* 39: 63-93.
- De Bolos O., & Vigo J., 1984, 1990, 1995, 2001. *Flora dels Països Catalans* (4 vol.). Ed. Barcino, Barcelona. 736 + 921 + 1230 + 750 p.
- Debussche M., Lepart J. & Dervieux A., 1999. Mediterranean landscape changes: evidence from old post-cards. *Global Ecol. Biogeogr.* 8: 3-15.
- De Candolle A.P., 1825. *Prodromus systematis naturalis regni vegetabilis, sive enumeratio contracta ordinum, generum, specierumque*. Treuttel et Würtz, Paris, vol. 2. 644 p.
- Dumas E., Jappiot M. & Taton T., 2008. Mediterranean urban-forest interface classification (MUFFIC): A quantitative method combining SPOT5 imagery and landscape ecology indices. *Landscape Urban Plan.* 84: 183-190.
- Gachet S., Véla E. & Taton T., 2005. BASECO: a floristic and ecological database of Mediterranean French flora. *Biodivers. Conserv.* 14: 1023-1034.
- Giménez-Benavides L., Escudero A. & Iriondo J.M., 2007. Reproductive limit of a late flowering high-mountain Mediterranean plant along an elevational climate gradient. *New Phytol.* 173: 367-382.
- Grime J.P., 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250: 26-31.
- Hervé A., 2007. The Bonferonni and Sidak corrections for multiple comparisons. In: Neil Salkind (ed.). *Encyclopedia of Measurement and Statistics*. Thousand Oaks (CA): Sage: 103-107.
- Heywood V.H., 1958. The taxonomy and distribution of *Genista lobelii* DC. and allied species. *Collect. Bot.* (Barcelona) 5: 515-525.
- Honnay O. & Jacquemyn A.H., 2007. Susceptibility of common and rare plant species to the genetic consequences of habitat fragmentation. *Conserv. Biol.* 21: 823-831.
- Jahandiez É. & Maire R., 1932. *Catalogue des plantes du Maroc (Spermatophytes et Ptéridophytes)*, tome 2 : *Dicotylédones Archichlamydées*. Impr. Minerva, Alger/P. Lechevalier, Paris : 161-557.
- Jauzein P. & Tison J.M., (in press). *Flore de la France méditerranéenne continentale*.
- Lamarck J.B., 1788. *Encyclopédie méthodique : botanique*, vol. 2. Panckoucke, Paris. 774 p.
- Lamarck J.B., & de Candolle A.P., 1805. *Flore française, ou description de toutes les plantes qui croissent naturellement en France*. Troisième édition (tome IV). H. Agasse, Paris. 944 p.
- Lavergne S., Thompson J.D., Garnier E. & Debussche M., 2004. The biology and ecology of narrow endemic and widespread plants: a comparative study of trait variation in 20 congeneric pairs. *Oikos*. 107: 505-518.
- Loisel R., 1976. *La végétation de l'étage méditerranéen dans le sud-est continental français*. Thèse de doctorat d'État, Université d'Aix-Marseille III, Marseille : 384 p. + annexes.
- Médail F. & Quézel P., 1997. Hot-Spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Ann. Missouri Bot. Garden.* 84: 112-127.
- Médail F. & Verlaque R., 1997. Ecological characteristics and rarity of endemic plants from southeast France and Corsica: implications for biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 80: 269-281.

- Molinier R., 1934. Études phytosociologiques et écologiques en Provence occidentale. *Ann. Mus. His. Nat. Marseille* 27, mém. 1: 1-274 p. + 4 pl.
- Mota J.F., Gomez F. & Valle F., 1991. Rupicolous vegetation of the Betic ranges (south Spain). *Vegetatio* 94: 101-113.
- Nimis P.L., 1981. The thorny-cushions vegetation in Mediterranean Italy. Phytogeographical problems. *Ann. Jardin. Bot. Madrid* 37: 339-351.
- Nyman C.F., 1878. *Conspectus Florae Europaeae. Typis Officinae Bohlinianae, Örebro (Sueciae)*. 240 p.
- Pau C., 1904. Plantas de la Sierra de Aitana (Alicante). *Bol. Soc. Aragonesa Ci. Nat.* 3 (10) : 279-293.
- Penas J., Cabello J., Vall F. & Mota J.F., 2001. High mountain *Psychro-Xerophilous* Calcicolous pastures of the Iberian Peninsula: *Minurtio-Poion Ligulatae. Folia Geobot.* 36 : 353-369.
- Pignatti S., 1982. *Flora d'Italia*. Volume primo. *Edagricole, Bologna*, 790 p. (ristampa 1997).
- Quézel P., 1971. À propos des pelouses caussenardes à *Stipa pennata* et à *Sesleria caerulea*. *Bull. Soc. Nat. Nîmes*. 51 : 119-141.
- R Development Core Team, 2006. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org>
- Ramirez J.A., Rey P.J., Alcantara J.M. & Sanchez-Lauente A.M., 2006. Altitude and woody cover control recruitment of *Helleborus foetidus* in a Mediterranean mountain area. *Ecography*. 29: 375-384.
- Raunkiaer C., 1934. *The life form of plants and statistical plant geography*. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Rebuffel G., 1998. *Les associations végétales du genêt de Vilars dans le département du Var*. Diplôme universitaire supérieur de sciences naturelles, Université de Provence, Faculté Saint-Charles, Marseille. 78 p.
- Talavera S., 1999. *Genista L.* In : Talavera *et al.* *Flora iberica*, vol. 7 (1) *Leguminosae (partim)*. Real Jardín Botánico/CSIC, Madrid : 45-119.
- Tatoni T., Médail F., Roche P. & Barbero M., 2004. The impact of changes in land use on ecological pattern in Provence (Mediterranean France). In: Mazzoleni (ed.), *Recent Dynamic of Mediterranean vegetation and landscape*. John Wiley & Sons, London: 107-120.
- Tatoni T., 2007. Dynamique de la végétation et changements récents dans les paysages méditerranéens. *Echos Science* 5: 10-12.
- Thompson J.D., 2005. *Plant Evolution in the Mediterranean*. Oxford University Press, Oxford, 293 p.
- Tutin, T.G., Heywood V.H., Burges N.A., Moore D.M., Valentine D.H., Walters S.M., & Webb D.A. 1968. *Flora Europaea*, Vol. 2, *Rosaceae to Umbelliferae*. Cambridge: Cambridge University Press, 455 p.
- Véla E., 2002. *Biodiversité des milieux ouverts en région méditerranéenne : le cas de la végétation des pelouses sèches du Lubéron (Provence calcaire)*. Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille III, Marseille. 383 p.
- Véla E., Auda P., Léger J.F., Gonçalves V., & Baumel A., 2008. Exemple d'une nouvelle évaluation du statut de menace suivant les critères de l'UICN version 3.1. : le cas de l'endémique provençale *Arenaria provincialis* Chater & Halliday (= *Gouffeia arenarioides* DC., Caryophyllaceae). *Acta Bot. Gal.* 155 : 547-562.
- Verlaque R., 1992. *Modalités de la spéciation chez les Genisteae*. Actes del Simposi Internacional de Botanica Pius Font i Quer. 2 : 49-68.
- Verlaque R. Contandriopoulos J. & Aboucaya A., 1995. Cytotaxinomie et conservation de la flore insulaire : les espèces endémiques ou rares de Corse. *Ecol. Mediterranea* 21 : 257-268.
- Vierhapper F., 1919. Beiträge zur Kenntnis der Flora Griechenlands: A. Anthophyta und Pteridophyta, *Genista*. *Verb. Zool.-Bot. Ges. Wien*. 69: 157-185.

Evaluation of the nutrient status of some hydrophytes in the water courses of Nile Delta, Egypt

Kamal H. SHALTOU¹, Tarek M. GALAL²
and Thanaa M. EL-KOMI³

1. Botany Department, Faculty of Science, Tanta University.
2. Botany Department, Faculty of Science, Helwan University.
3. Botany Department, Faculty of Science, Tanta University.

Abstract

The nutritive values of three dominant hydrophytes along the water courses in Nile Delta, Egypt (*Echinochloa stagnina*, *Eichhornia crassipes* and *Ceratophyllum demersum*) were evaluated in terms of estimating their phytomass, organic and inorganic chemical compositions. Shoots were collected seasonally from 25 permanent stands representing the distribution of the three species along 15 canals and 10 drains distributed in 5 localities within the Nile Delta. Living and dead parts and total phytomass were estimated. Their inorganic (Na, K, Ca, Mg, P, Cu, Mn and Pb) and organic (carbohydrates, total nitrogen, total protein, ether extract, digestible nutrient, digestible energy, metabolized energy and net energy) contents were estimated. The vegetative phase of *E. stagnina* extended during winter, spring and summer; while flowering and fruiting during autumn (Figure 2). On the other hand, *E. crassipes* and *C. demersum* attained their maximum flowering during spring and maximum fruiting during summer, while maximum vegetative phase during autumn and winter. *E. stagnina* had the highest mean annual phytomass, while *C. demersum* had the lowest. The living parts of *C. demersum* had the highest concentrations of Na, Ca and Mg; while the living parts of *E. crassipes* had the highest of K and N. *C. demersum* had the ability to accumulate more concentrations of heavy metals than the other studied species. *E. crassipes* had the highest values of total carbohydrate and total proteins, while *E. stagnina* had the highest of crude fibers and *C. demersum* had the highest of ether extract and ash contents. The living parts of *E. crassipes* and *C. demersum* were considered as excellent forages, while the dead parts of all species and the living parts of *E. stagnina* were evaluated as poor forage.

Key words: Hydrophytes, nutrient status, phytomass, grazing, digestible energy.

Introduction

In Egypt, the serious problem of feed shortage, especially green summer fodder suppresses the improvement of animal production. Therefore, dependence on improving local food and food resources for both animals and humans is necessary for a sound policy. The animal feeding system is depending on the cultivation of Egyptian clover (*Trifolium alexandrinum* L.). It produces around 4.8 million ton of starch/year and could cover the requirements of animals with surplus of 0.9 million ton of starch. However, in summer period, there will be at least a deficiency of 1.5 million ton of starch and most animals are in fact in a starving condition receiving less than their maintenance requirements (Gabra *et al.* 1987). This calls for studying other non-conventional sources of feed.

Aquatic plants can cause problems with navigation, agriculture, fisheries and public health. However, they play an important role in organic production of most inland water systems and through photosynthesis, oxygen releases and enrich the aeration of the water system. In addition, some hydrophytes help in stabilizing the bottoms, prevent the erosion of the banks and removing the toxic compounds through absorption of nutrients from the water and upper bottom sediments (Shaltout & Khalil 2005). Aquatic plants also provide shelter and nourishment to fish, water fowl and other aquatic organisms; some of them are hosts for many epiphytes, provide source for paper pulp, fiber and bioenergy. For example, many species of *Ceratophyllum*, *Lemna*

and *Potamogeton* are eaten by birds (Haslam 1976). Some other roles of hydrophytes in the ecosystem are: soil stabilizers, nutrient cyclers, nutrient pump from the soil, water purifications and as a source of food for terrestrial organisms such as birds and man (Soerjani 1986). Other uses of fresh water weeds are for biogas production, fuel, fertilizer, soil additives or mulch, mushroom culture, paints (Vedanayagam *et al.* 1983), the reduction of water pollutants from paper-pulp mills, tanneries (Haider *et al.* 1983), rubber and oil palm industries (John 1983).

The utilization of aquatic plants as natural filters for the abatement of pollutants transported by water in rivers or lakes is considered to be an effective, low-cost, cleanup option to ameliorate the quality of surface waters. Indeed, aquatic plants have been extensively utilized in the last decades to clean pollutant water almost all over the world (Gopal 2003). Moreover, aquatic plants play an important role in sequestering large quantities of nutrients (Cronk & Fennessy 2001) and metals (Mays & Edwards 2001; Stoltz & Greger 2002; Baldantoni *et al.* 2004) from the environment by storing them in the roots and/or shoots. Aquatic plants have high remediation potential for macronutrients because of their general fast growth and high biomass production. It is therefore important to evaluate the seasonal and spatial variations in plant accumulation in wetland systems in order to assess the potential for nutrient and metal removal by plant uptake and harvesting. The present study aims at evaluating the phytomass and nutritive values of three dominant hydrophytes along the water courses in Nile Delta, Egypt (*Echinochloa stagnina*, *Eichhornia crassipes* and *Ceratophyllum demersum*) in terms of estimating the seasonal variation in their organic and inorganic chemical compositions. Such study may assist in understanding the importance of these plants in animal nutrition in Egypt.

Study Area

Geologically, the area of Nile Delta had been subjected to the same geologic events that affected the northern Egypt during the pre-Miocene geologic history. The Delta is bounded on the eastern side by a major upward zone which occupies most of north central Sinai. This zone extends westwards into "Cairo-Suez Anticlinal Horst" (Shata &

Fayoumi 1970) and is followed, northwards, by a major downward zone which occupies most of the Delta and its extension into north-west Sinai. Because of the southwards of years of agricultural activities, all soils with exception of the northern most part, are man made and are regarded as anthropic variants of the Gleysols and Fluvisols. The low layer Delta is flat separated from the open sea by a narrow belt of Silic semistatic (and partly dynamic) Ergosols. This sand dune bar grows in the littoral of the shallow sea and gradually separates closed lagoons, which consequently turn into salty lakes and then with the gradual silting into Marshy Solonchaks (El-Gabaly *et al.* 1969).

Most of the Egyptian cultivated land is irrigated by the river Nile through a network of canals, and is drained by a similar network of drains. Most of these canals and drains were dug in the last 200 years (Hurst 1952). The total length of both networks (excluding private ditches and drains) exceeds 47,000 km: > 31,000 km of canals and > 16,000 km of drains (Khattab & El-Gharably 1984).

Soil characters of the water courses in the middle Delta region, as estimated by El-Sheikh (1989), indicated that most soils were consisted of silt (Table 1). The drains were characterized by higher salinity compared with canals. On the other hand, canals were characterized by higher N (total nitrogen), K and Ca; but lower OM (organic matter), P (total phosphorus), Na and Mg than drains. Comparing the water samples of canals with those of drains, it was obvious that the canal water is less saline and is characterized by lower values of the dissolved elements.

According to the map of the world distribution of arid regions (UNESCO 1977), the northern part of the Nile Delta lies in the arid zone, and the southern part lies in the hyper-arid zone. The climatic conditions are warm summer (20 to 30 °C) and mild winter (10 to 20 °C). Though occasional short rainstorms occur in winter, most of the days are sunny. The aridity index (P/PET) is between 0.03 and 0.20 at the North of the Delta (arid region) and less than 0.03 at the south (hyperarid region); where P is the annual precipitation and PET is the potential evapo-transpiration.

Table 1 – Mean and coefficient of variation (CV) of some characters of soil (a) and water (b) samples (3 composite samples) collected from canals and drains in the Nile Delta (after El-Sheikh 1989). OM: organic matter, N: total nitrogen, P: total phosphorus and EC: salinity.

a) Soil													
	Sand	Silt	Clay	OM	CaCO ₃	EC	pH	N	P	K	Na	Ca	Mg
Water course	%					μmohs cm ⁻¹		mg 100g ⁻¹					
Terrace Zone													
Canal													
Mean	44.9	42.9	11.9	6.3	3.4	1523	7.7	249	8.2	111	274	1980	263
CV	0.2	0.1	0.6	0.1	0.5	0.4	0.0	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2	0.1
Drain													
Mean	41.5	47.5	11.3	6.8	2.9	2479	7.8	204	11.8	84	340	1546	301
CV	0.1	0.1	0.9	0.1	0.4	0.1	0.0	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1
Slope Zone													
Canal													
Mean	42.8	45.2	11.8	6.8	2.1	418	7.8	256	7.7	80	137	1572	257
CV	0.1	0.0	0.4	0.2	0.2	0.3	0.0	0.2	0.1	0.3	0.1	0.2	0.1
Drain													
Mean	40.8	43.2	15.9	7.7	2.3	2154	7.8	209	11.4	74	348	1518	322
CV	0.2	0.1	0.6	0.2	0.2	0.7	0.0	0.2	0.3	0.3	0.4	0.1	0.1
b) Water													
	EC	pH	N	P	K	Na	Ca	Mg	CO ₃	HCO ₃	Cl	SO ₄	
Water course	μmohs cm ⁻¹	mg l ⁻¹											
Canals													
Mean	350.0	7.7	1.6	0.5	17.3	80.0	39.5	9.2	21.0	183.0	62.0	334.3	
CV	0.1	0.2	0.7	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.2	0.2	0.2	
Drains													
Mean	1385.0	7.6	1.4	1.0	19.3	157.9	57.0	12.3	31.1	300.1	232.0	364.5	
CV	0.2	0.0	1.0	0.6	0.6	0.01	0.04	0.3	0.0	0.0	0.2	0.2	

Materials and Methods

Twenty-five permanent sites (quadrats of 1 m²) were selected to represent the distribution of three aquatic species along 15 canals and 10 drains distributed in 5 localities within the Nile Delta region (Figure 1). These species are *Echinochloa stagnina* (C. Mast.) Solms, (emergent); *Eichhornia crassipes* (C. Mast.) Solms, (free floating) and *Ceratophyllum demersum* L., (submergent). The seasonal variations in the phenological behaviour of the three plant species were assessed in each site. The main described phases were sprouting, vegetative, flowering and withering. Seasonal percentages of the phenological phases that characterize each species in each site were determined visually and the average percentage of each species in each canal and drain was calculated. In each quadrat, the

shoots of plants were harvested, separated into living and dead parts and weighted. The oven dry weights at 105 °C were estimated for the living parts, dead parts and total phytomass (g dry weight m⁻²). Composite samples were collected from living and dead parts of the shoots of each species, cleaned, dried at 60 °C, and powdered in a metal-free plastic mill. Na, K and Ca were analyzed using flame photometer, Fe, Mg, Cu, Mn, Zn and Pb using Atomic Absorption and total phosphorus (P) and total nitrogen (N) by spectrophotometer. Ash content was estimated by ignition at 500 °C for about 24 hours. Ether extract (total lipids) was determined by extracting the plant with ether and crude fiber was determined by the soxhlet extraction method. All these procedures are outlined by Allen *et al.* (1986). Crude protein (CP) was calculated by multiplying the insoluble nitrogen by the factor of 6.25 (Ölberg 1956).

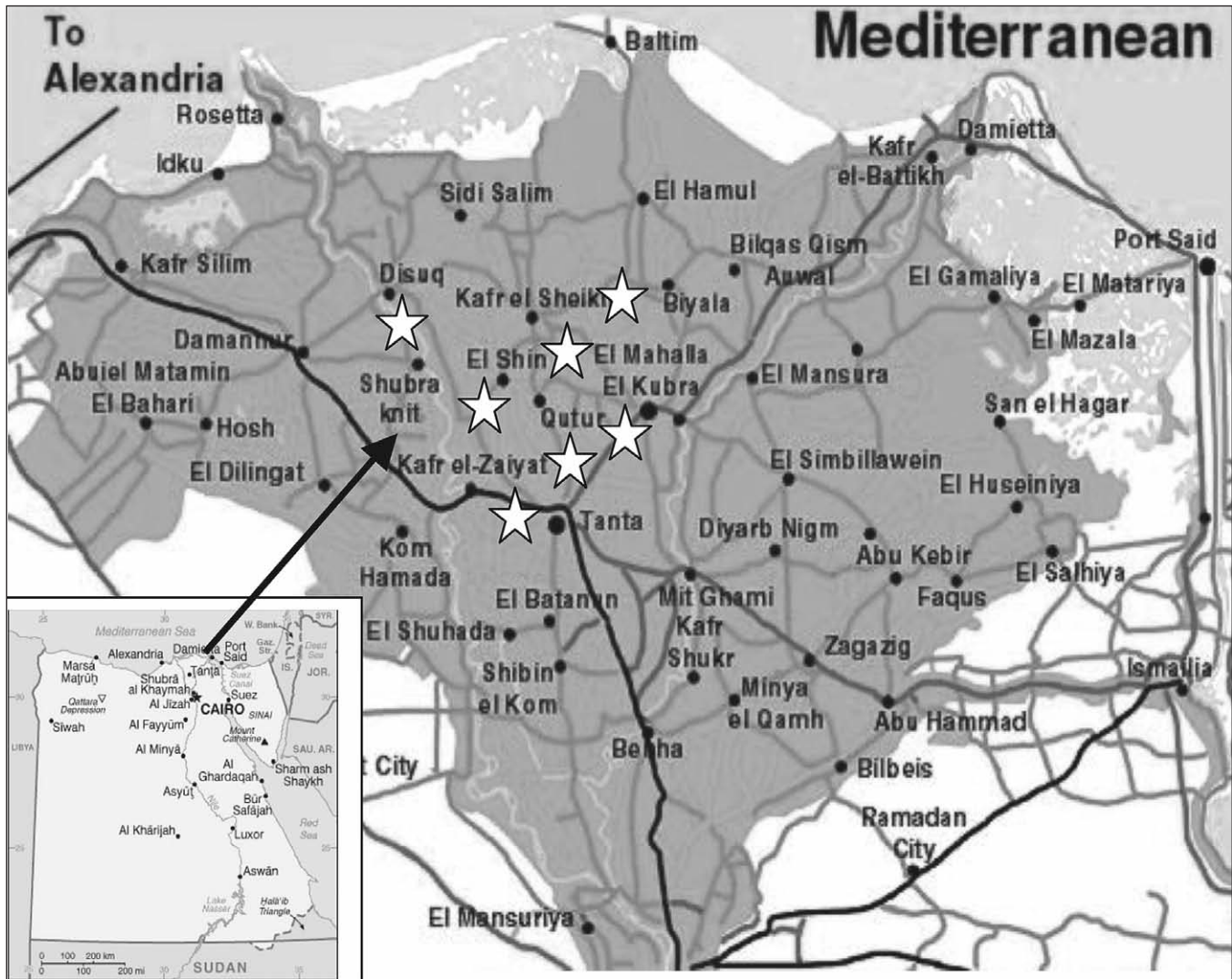


Figure 1 – Map of the Nile Delta region of Egypt. *: indicating the study locations (after El-Komy 2002).

Digestible crude protein (DCP) was calculated according to the equation of Demarquilly and Weiss (1970):

$$\text{DCP (in \% DM)} = 0.929 \text{ CP (in \% DM)} - 3.52$$

where, DM = dry matter

Carbohydrates (NFE) were calculated from the following equation (Le Houérou 1980):
 $\text{NFE (in \% DM)} = 100 - (\text{CP} + \text{CF} + \text{EE} + \text{MINS})$
 where, CF = crude fibre, EE = ether extract and MINS = total minerals.

Total digestible nutrients (TDN) were estimated according to the equation applied by Naga and El-Shazly (1971):

$$\text{TDN (in \% DM)} = 0.62 (100 + 1.25 \text{ EE}) - \text{PK}$$

where, P = percentage of crude protein, and K = coefficient depends on the protein and fiber contents (0.7).

Digestible energy (DE) was estimated following this equation (NRC 1984):

$$\text{DE (Mcal kg}^{-1}\text{)} = 0.0504 \text{ CP (\%)} + 0.077 \text{ EE (\%)} + 0.02 \text{ CF (\%)} + 0.000377 \text{ NFE}^2 \text{ (\%)} + 0.011 \text{ NFE (\%)} - 0.152.$$

Metabolized energy (ME) = 0.82 DE (Garrett 1980), net energy (NE) = 1/2 ME

Gross energy (GE) was calculated following this equation (NRC 1984):

$$\text{GE (Kcal 100g}^{-1}\text{)} = 5.72 \text{ CP} + 9.5 \text{ EE} + 4.79 \text{ CF} + 4.03 \text{ NFE}.$$

One-way ANOVA was applied to assess the significance of variations in standing crop phytomass, elements, organic components and nutritive variables in relation to the type of water course and the season (SAS 1985).

Results

Phenological behavior of the studied species indicated that the vegetative phase *E. stagnina* extended during winter, spring and summer; while flowering and fruiting during autumn (Figure 2). On the other hand, *E. crassipes* and *C. demersum* attained their maximum flowering during spring and maximum fruiting during summer, while maximum vegetative phase during autumn and winter. There was no pronounced sprouting of *C. demersum*.

The seasonal variation in the living and dead parts indicated that the living parts of *E. stagnina* and *C. demersum* attained their highest phytomass (866.8, F-value = 7.22*** (***) = $p < 0.001$) and 200.1 g m⁻², respectively) during autumn, while that of *E. crassipes* (647.6 g m⁻², F = 12.6***) in summer (Figure 3). On the other hand, the dead parts of *E. stagnina* had its highest value (223.8 g m⁻², F = 4.06***) in autumn and *E. crassipes* (208.8 g m⁻², F = 18.86***) in winter. *E. stagnina* had the highest mean annual phytomass (803.6 g m⁻²) while *C. demersum* had the lowest (160.9 g m⁻²).

Living parts of *C. demersum* had the highest concentrations of Na (37.5 mg g⁻¹), Ca (35.8 mg g⁻¹), Mg (25.0 mg g⁻¹), P (0.8 mg g⁻¹) and Mn (1467.0 g g⁻¹) in autumn, but Cu and Pb (54.7 and 127.6 g g⁻¹, respectively) in summer (Table 2). On the other hand, the living parts of *E. crassipes* had the highest values of K and N (38.3 and 26.5 mg g⁻¹, respectively) in autumn. The living parts of *E. stagnina* had the lowest values of Mg and Cu in summer and Mn in autumn, while the dead parts had the lowest of Na in spring, P in summer, K and Ca in autumn.

According to the organic contents in the living and dead shoot parts, the living parts of *E. crassipes* had the highest value of total carbohydrates, NFE (61.9%), but the lowest of ether extract (EE = 0.8%) in winter; and the highest total protein, TP (16.6%), but the lowest crude fiber, CF (11.9%) in autumn (Table 3). On the other hand, the living parts of *C. demersum* attained their highest values of EE and ash (2.1 and 30.9%, respectively), but the lowest of NFE (31.6%) in autumn. Moreover, the dead parts of *E. stagnina* had the highest CF (29.4%), while the living parts had the lowest ash (11.6%) in autumn. *E. crassipes* had the highest values of total carbohydrate and total proteins, while

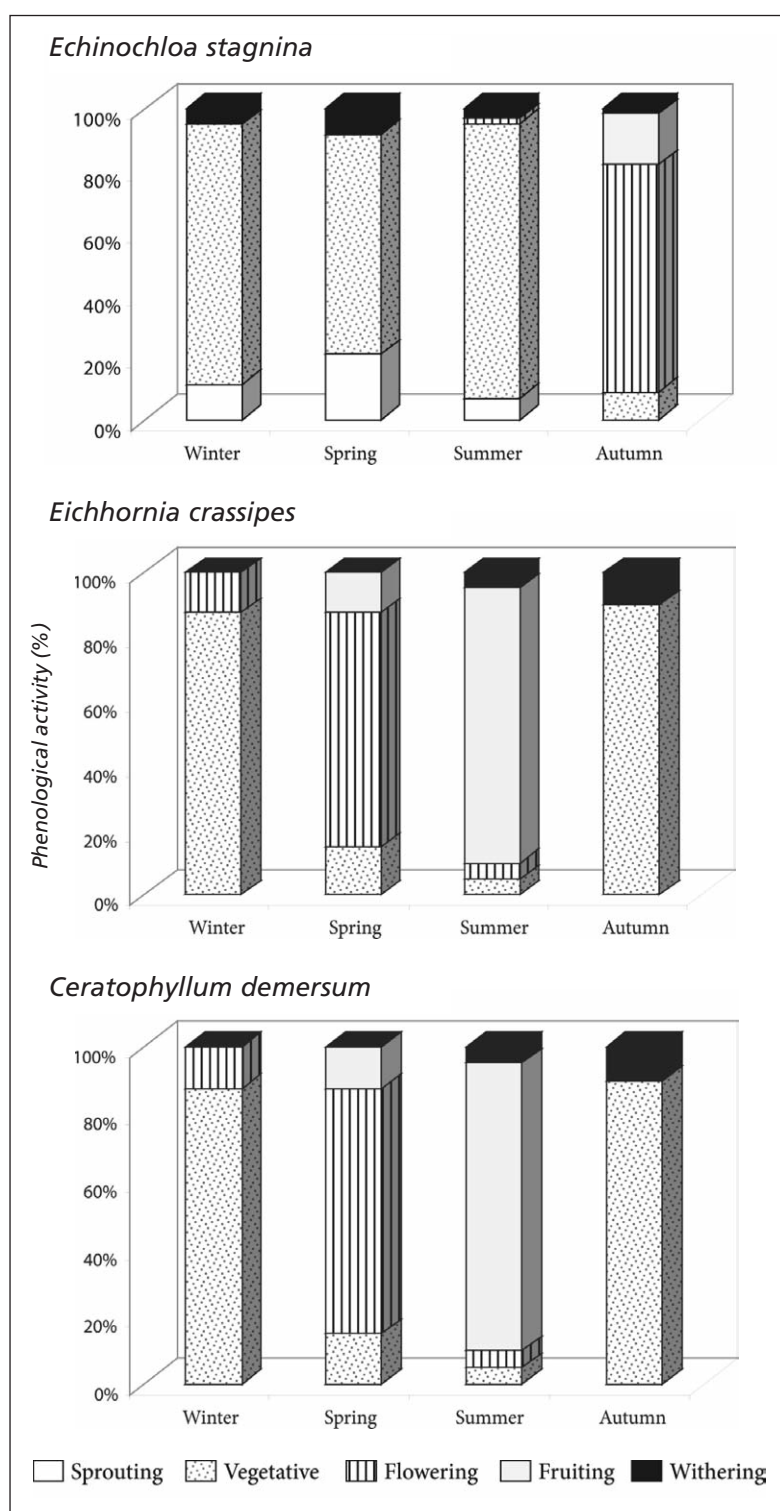


Figure 2 – Phenological activity (%) of the 3 studied species in the four seasons along the canals and drains in Nile Delta.

E. stagnina had the highest of crude fibers and *C. demersum* had the highest of ether extract and ash contents. Furthermore, the living parts of *C. demersum* had the highest annual mean values of total protein, ether extract, crude fiber and ash content, while that of *E. stagnina* had the highest of total carbohydrates.

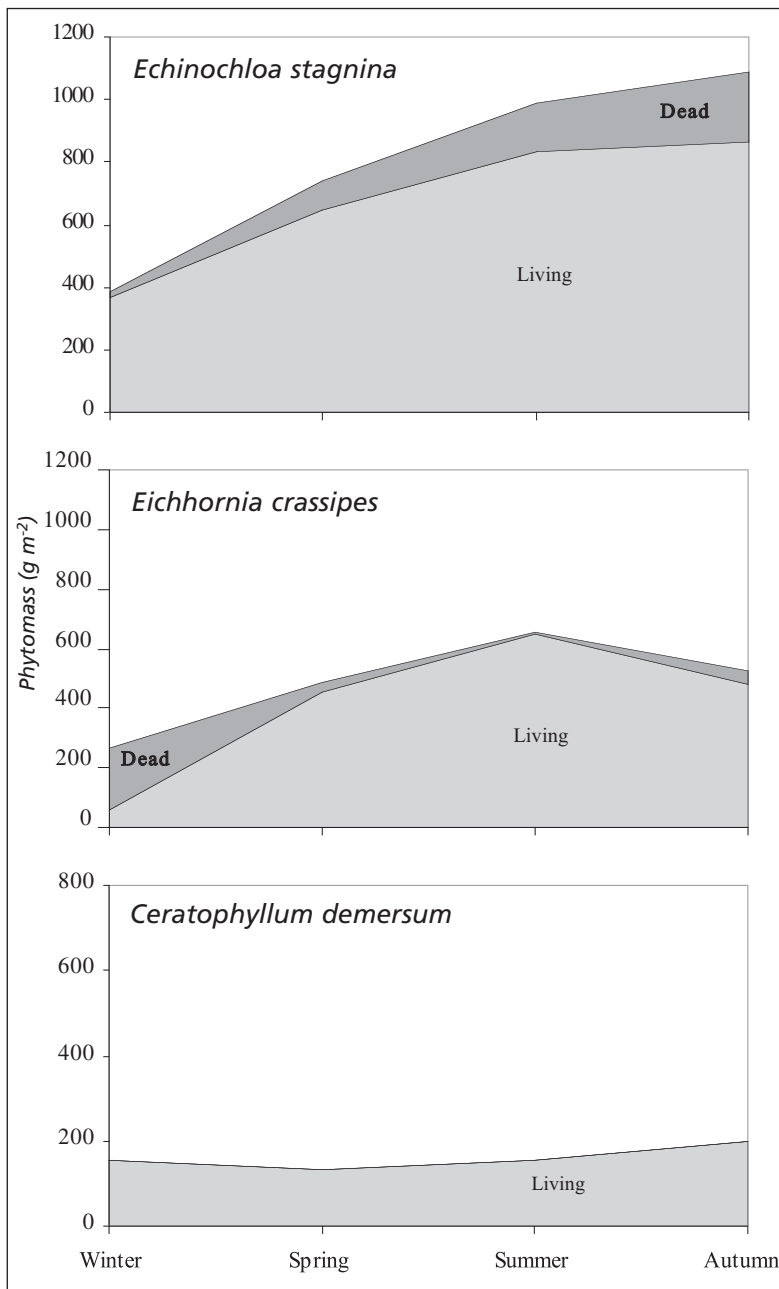


Figure 3 – Average phytomass of living and dead parts of the studied species in relation to the different seasons.

The variations in the nutritive value in the living and dead shoot parts for most of the studied species were significant in relation to the season. The highest value of digestible crude protein, DCP (11.3%) was recorded in the living parts of *E. crassipes* in autumn and *C. demersum* in summer, while the highest of total digestible nutrients, TDN (68.1%) was recorded in the living parts of *E. stagnina* in winter (Table 4). The living parts of *E. stagnina* had the highest values of digestible energy, DE, metabolized energy, ME and net energy, NE (2.8, 2.3 and 1.2 Mcal kg⁻¹,

respectively), while the dead parts had the highest gross energy, GE (391.3 Kcal kg⁻¹) in autumn. The living parts of *C. demersum* had the lowest values of TDN, DE, ME, NE in winter, while the dead parts of *E. crassipes* attained the lowest GE in autumn. The living parts of *E. stagnina* had the highest annual mean values of total digestible nutrients, digestible energy and metabolized energy, while that of *C. demersum* had the highest of digestible crude protein.

Discussion

Biomass estimation is an important tool in aquatic plant research for studies such as species distribution and abundance, succession and assessment of weed management operations (Pine *et al.* 1989). *E. stagnina* and *C. demersum* attained their maximum phytomass during autumn, while *E. crassipes* during summer. A similar finding was postulated by El-Darier and Sadek (1996). These results may be interpreted as *E. stagnina* flowered and fruited during autumn, while *E. crassipes* during summer. The highest mean annual phytomass of *E. stagnina* may be due to the rhizomatous nature of this plant which is believed to be more resistant than the other life forms to trampling along the canal terraces by farmers and their grazing animals. On the other hand, the lowest phytomass of *C. demersum* may be attributed partially to the shade caused by the tall crowdly plants (e.g. *Phragmites australis*), which may influence the growth of some associated aquatic plants. This may also interpreted the view that plants under water will have lower availability of atmospheric oxygen and carbon dioxide (Sastroutomo 1985). The phytomass of *E. crassipes* in the present study is lower than that recorded by El-Fiky (1974) along a drainage ditch in Giza, and Reddy *et al.* (1982) in some natural stands in Florida. On the other hand, the phytomass of *E. stagnina* and *C. demersum* are higher than that recorded by El-Fiky (1974).

The successful living of aquatic macrophytes in polluted areas usually due to its ability to accumulate larger metal concentrations than in the surrounding water (Miretzky *et al.* 2004). Comparing the three studied species with *Pistia stratiotes* (Chanda *et al.* 1991), it is clear that Na, Mg and Cu are higher in the tissues of the three species than in *P. stra-*

Table 2 – Variation in the mean concentration ± standard deviation of the different macro- and Micro-nutrients in the living and dead parts of the studied species in relation to different seasons. *: P < 0.05, **: P < 0.01, *: P < 0.001, and ns: insignificant different (P > 0.05).**

Variable	Na	K	Ca	Mg	N	P	Cu	Mn	Pb	
	mg g ⁻¹				g g ⁻¹					
<i>Echinochloa stagnina</i>										
Winter	L	25.2 ± 1.3	23.4 ± 0.7	15.1 ± 0.4	8.7 ± 0.4	10.9 ± 0.2	0.3 ± 0.1	18.6 ± 0.6	153.4 ± 78.0	51.1 ± 26.2
	D	16.5 ± 0.7	12.5 ± 0.1	11.4 ± 0.1	8.7 ± 0.1	7.5 ± 0.2	0.2 ± 0.1	21.2 ± 2.3	231.0 ± 11.3	52.6 ± 14.8
Spring	L	16.1 ± 0.8	21.7 ± 0.6	12.7 ± 0.4	8.8 ± 0.5	7.0 ± 0.3	0.3 ± 0.1	26.5 ± 0.8	148.0 ± 64.5	51.4 ± 36.8
	D	14.0 ± 0.4	11.5 ± 0.2	9.2 ± 0.1	7.9 ± 0.4	4.2 ± 0.2	0.2 ± 0.1	34.5 ± 6.9	209.6 ± 41.6	64.3 ± 18.6
Summer	L	21.7 ± 1.1	24.3 ± 0.9	14.2 ± 0.5	5.4 ± 0.3	8.5 ± 0.3	0.3 ± 0.1	12.9 ± 6.1	102.5 ± 61.8	59.7 ± 40.7
	D	20.4 ± 0.8	12.9 ± 0.3	10.6 ± 0.2	7.8 ± 0.2	7.1 ± 0.3	0.1 ± 0.1	44.5 ± 6.1	180.2 ± 44.5	43.3 ± 17.1
Autumn	L	26.0 ± 1.0	21.6 ± 0.7	14.0 ± 0.4	8.3 ± 0.4	8.3 ± 0.2	0.3 ± 0.1	16.4 ± 8.8	90.3 ± 12.4	74.6 ± 63.3
	D	14.3 ± 0.3	10.0 ± 0.1	8.0 ± 0.1	9.5 ± 0.3	5.6 ± 0.3	0.2 ± 0.1	20.5 ± 9.6	240.1 ± 98.0	72.8 ± 28.2
Annual mean	L	22.3 ± 4.5	22.8 ± 1.3	14.0 ± 0.9	7.8 ± 1.6	8.7 ± 1.6	0.3 ± 0.0	18.6 ± 5.8	123.6 ± 31.8	59.2 ± 11.0
	D	16.3 ± 2.9	11.7 ± 1.3	9.8 ± 1.5	8.7 ± 0.9	6.1 ± 1.5	0.2 ± 0.1	30.2 ± 11.5	215.2 ± 26.6	58.3 ± 12.9
F-value	L	4.35**	ns	ns	4.50**	ns	ns	3.69**	7.29***	ns
	D	ns	ns	ns	4.48*	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Eichhornia crassipes</i>										
Winter	L	17.4 ± 0.8	27.4 ± 1.2	26.5 ± 0.7	11.3 ± 0.3	6.7 ± 0.1	0.3 ± 0.1	24.8 ± 9.3	294.8 ± 114.0	57.7 ± 33.9
	D	32.8 ± 1.9	14.3 ± 0.5	20.6 ± 0.1	10.1 ± 0.1	1.6 ± 0.1	0.2 ± 0.1	17.8 ± 4.1	201.2 ± 44.0	38.9 ± 16.1
Spring	L	21.0 ± 0.6	31.2 ± 1.1	30.0 ± 0.4	16.3 ± 0.2	12.9 ± 0.2	0.5 ± 0.1	46.2 ± 12.6	294.2 ± 156.0	86.3 ± 48.7
	D	28.7 ± 1.2	17.4 ± 0.4	21.7 ± 0.1	15.3 ± 0.1	3.0 ± 0.1	0.2 ± 0.1	33.2 ± 8.1	231.5 ± 68.0	59.2 ± 26.1
Summer	L	22.5 ± 1.0	30.4 ± 1.3	27.8 ± 0.4	13.3 ± 0.4	19.7 ± 0.3	0.4 ± 0.1	34.5 ± 11.6	331.7 ± 108.0	50.7 ± 31.0
	D	36.8 ± 2.9	18.0 ± 1.2	25.8 ± 0.3	14.7 ± 0.2	3.3 ± 0.1	0.2 ± 0.1	13.7 ± 5.9	385.0 ± 296.0	33.0 ± 12.3
Autumn	L	21.4 ± 1.0	38.3 ± 1.1	28.7 ± 0.4	18.3 ± 0.6	26.5 ± 0.8	0.7 ± 0.1	31.3 ± 12.5	225.0 ± 84.0	62.2 ± 53.0
	D	27.1 ± 1.1	23.6 ± 0.3	19.2 ± 0.3	21.1 ± 1.9	4.0 ± 0.1	0.2 ± 0.1	41.9 ± 18.7	746.5 ± 112.0	55.5 ± 32.7
Annual mean	L	20.6 ± 2.2	31.8 ± 4.6	28.3 ± 1.5	14.8 ± 3.1	16.5 ± 8.5	0.5 ± 0.2	34.2 ± 8.9	286.4 ± 44.5	64.2 ± 15.5
	D	31.4 ± 4.4	18.3 ± 3.9	21.8 ± 2.8	15.3 ± 4.5	3.0 ± 1.0	0.2 ± 0.0	26.7 ± 13.2	391.1 ± 250.3	46.7 ± 12.7
F-value	L	4.39**	3.13*	3.61*	12.82***	20.39***	5.50**	6.15**	ns	ns
	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ceratophyllum demersum</i>										
Winter	L	28.0 ± 0.5	29.3 ± 0.6	31.5 ± 0.7	14.5 ± 0.5	20.8 ± 0.1	0.7 ± 0.2	33.4 ± 7.5	817.7 ± 375.9	99.2 ± 27.8
	D	29.6 ± 0.6	31.5 ± 0.6	32.7 ± 0.6	17.5 ± 0.6	20.4 ± 0.2	0.6 ± 0.2	39.5 ± 9.0	1131.2 ± 593.7	103.5 ± 36.2
Summer	L	29.7 ± 0.8	29.2 ± 0.7	33.0 ± 0.9	24.5 ± 1.1	25.4 ± 0.5	0.6 ± 0.2	54.7 ± 19.9	1283.6 ± 576.7	127.6 ± 34.5
	D	37.5 ± 1.1	36.0 ± 0.7	35.8 ± 1.5	25.0 ± 0.9	24.0 ± 0.5	0.8 ± 0.2	44.2 ± 21.5	1467.0 ± 920.0	96.6 ± 39.9
Annual mean	L	31.2 ± 4.3	31.5 ± 3.2	33.3 ± 1.8	20.4 ± 5.2	22.7 ± 2.4	0.7 ± 0.1	42.0 ± 8.0	1174.9 ± 274.9	106.7 ± 14.2
	D	ns	ns	ns	ns	ns	11.43***	6.19**	ns	2.81*
F-value	L	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	D	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Table 3 – Variation in the mean organic contents in the above-ground living (L) and dead (D) parts of the studied species in relation to different seasons. NFE: total carbohydrates, TP: total protein, EE: ether extract, CF: crude fiber, DM: dry matter. *: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$, *: $P < 0.001$, and ns: insignificant different ($P > 0.05$).**

Variable		NFE	TP	EE	CF	Ash
		% DM				
<i>Echinochloa stagnina</i>						
Winter	L	53.1 ± 2.7	6.8 ± 1.3	1.6 ± 0.3	24.9 ± 1.7	13.6 ± 0.7
	D	56.1 ± 0.4	4.7 ± 0.1	1.6 ± 0.2	25.7 ± 0.8	11.9 ± 1.1
Spring	L	54.0 ± 3.8	4.4 ± 1.6	1.0 ± 0.4	27.0 ± 4.0	13.6 ± 1.5
	D	54.0 ± 3.2	2.6 ± 1.5	1.4 ± 0.3	25.5 ± 2.6	16.5 ± 1.2
Summer	L	53.4 ± 1.7	5.3 ± 2.0	1.2 ± 0.6	27.5 ± 2.2	12.6 ± 0.7
	D	52.2 ± 4.5	4.4 ± 1.7	1.5 ± 0.4	27.6 ± 3.6	14.3 ± 1.2
Autumn	L	57.0 ± 1.4	5.2 ± 1.4	1.2 ± 0.2	25.0 ± 1.7	11.6 ± 0.4
	D	52.5 ± 6.0	3.5 ± 1.7	1.8 ± 0.6	29.4 ± 5.5	12.8 ± 3.7
Annual mean	L	54.4 ± 1.8	5.4 ± 1.0	1.3 ± 0.3	26.1 ± 1.3	12.9 ± 0.9
	D	53.7 ± 1.8	3.8 ± 0.9	1.6 ± 0.2	27.1 ± 1.8	13.9 ± 2.0
F-value	L	ns	ns	ns	ns	4.48*
	D	ns	ns	ns	4.45*	ns
<i>Eichhornia crassipes</i>						
Winter	L	61.9 ± 3.4	4.2 ± 0.5	0.8 ± 0.2	14.0 ± 1.2	19.1 ± 1.9
	D	58.5 ± 4.1	1.0 ± 0.4	1.2 ± 0.2	20.7 ± 1.3	18.7 ± 3.3
Spring	L	52.0 ± 3.5	8.1 ± 0.9	1.1 ± 0.3	17.1 ± 1.6	21.7 ± 2.4
	D	49.2 ± 2.8	1.8 ± 0.8	1.6 ± 0.1	24.5 ± 1.4	22.8 ± 1.6
Summer	L	50.0 ± 6.5	12.3 ± 2.1	1.2 ± 0.5	15.1 ± 2.8	21.4 ± 4.4
	D	57.2 ± 4.3	2.1 ± 0.9	1.4 ± 0.1	19.8 ± 3.5	19.5 ± 1.7
Autumn	L	50.4 ± 5.8	16.6 ± 5.2	1.8 ± 0.3	11.9 ± 0.9	19.3 ± 1.3
	D	51.3 ± 2.4	2.5 ± 0.6	1.3 ± 0.2	22.9 ± 2.8	22.0 ± 3.8
Annual mean	L	53.6 ± 5.6	10.3 ± 5.3	1.2 ± 0.4	14.5 ± 2.2	20.4 ± 1.4
	D	54.1 ± 4.5	1.6 ± 0.6	1.4 ± 0.2	21.9 ± 2.1	20.8 ± 1.9
F-value	L	8.27***	19.70***	17.58***	13.39***	ns
	D	-	-	-	-	-
<i>Ceratophyllum demersum</i>						
Winter		31.8 ± 2.3	13.0 ± 0.5	1.6 ± 0.4	23.1 ± 2.1	30.5 ± 1.9
Spring		35.5 ± 2.5	12.8 ± 1.3	1.9 ± 0.2	21.7 ± 1.5	28.2 ± 2.7
Summer		34.6 ± 7.3	15.9 ± 3.4	1.5 ± 0.5	22.9 ± 5.6	24.8 ± 1.7
Autumn		31.6 ± 11.6	15.0 ± 3.0	2.1 ± 0.5	20.4 ± 4.1	30.9 ± 7.4
Annual mean		33.4 ± 1.9	14.2 ± 1.5	1.8 ± 0.3	22.0 ± 1.2	28.6 ± 2.8
F-value		ns	ns	ns	ns	8.94***

tiotes. In general, this comparison indicated that the studied plants had the ability to absorb heavy metals from the water courses and act as biofilter for these elements. It was obvious that Mg and Mn concentrations in *C. demersum* exceed the maximum values, while Ca and P approach the minimum (for animal nutrition), but Na exceeds the maximum in all plants (NRC 1975).

Mjelde and Faafen (1997) in their study on small Norwegian lakes observed that most macrophytes-dominated lakes with water P concentration above 30 mg m⁻³ were dominated by *C. demersum*. *C. demersum* is a useful indicator of water pollution; it can trap macro- and micro-elements and accelerate the

removal and biotransformation of herbicides from contaminated water (Zahran & Willis 2003). In addition, *C. demersum* can survive in water of high nutrients (Galal *et al.* 2008). Yaowakhan *et al.* (2005) observed that, at high Pb concentration, *C. demersum* showed substantial accumulation, *i.e.* 1621 mg/kg at 1 mg/l Pb after 6 days and 6982 mg/kg at 10 mg/l Pb after 9 days. The relative growth of plants generally decreased with increase in Pb concentration. Keskinan *et al.* (2007) reported that *M. spicatum* has a better adsorption capacity than *C. demersum* for Cu and Pb.

Ministry of Agriculture, Fisheries and Food in England (Anonymous 1975) reported that minimum protein in the animal diet ranges

Table 4 – Nutritive value of the above-ground living (L) and dead (D) parts of the studied species in relation to different seasons. DCP: digestible crude protein, TDN: total digestible nutrients, DE: digestible energy, ME: metabolized energy, NE: net energy and GE; gross energy. *: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$, *: $P < 0.001$, and ns: insignificant different ($P > 0.05$).**

Variable		DCP	TDN	DE	ME	NE	GE
		(% DM)			(Mcal kg ⁻¹)		(Kcal 100g ⁻¹)
<i>Echinochloa stagnina</i>							
Winter	L	2.8 ± 1.2	68.1 ± 1.1	2.5 ± 0.0	2.1 ± 0.0	1.1 ± 0.0	384.8 ± 7.5
	D	0.9 ± 0.1	66.7 ± 0.1	2.5 ± 0.0	2.1 ± 0.0	1.1 ± 0.0	393.0 ± 3.9
Spring	L	0.9 ± 1.1	64.2 ± 3.5	2.6 ± 0.3	2.1 ± 0.2	1.1 ± 0.1	381.5 ± 9.8
	D	0.1 ± 0.2	62.0 ± 6.4	2.3 ± 0.1	1.9 ± 0.1	1.0 ± 0.0	369.9 ± 7.5
Summer	L	1.5 ± 1.8	66.7 ± 1.5	2.5 ± 0.2	2.1 ± 0.1	1.1 ± 0.1	388.6 ± 3.9
	D	1.0 ± 1.0	63.1 ± 3.8	2.3 ± 0.2	1.9 ± 0.2	1.0 ± 0.1	385.9 ± 13.0
Autumn	L	1.4 ± 1.2	66.7 ± 1.2	2.8 ± 0.3	2.3 ± 0.3	1.2 ± 0.1	386.3 ± 6.4
	D	0.6 ± 0.8	61.9 ± 6.7	2.4 ± 0.1	2.0 ± 0.1	1.0 ± 0.1	391.3 ± 20.7
Annual mean	L	1.7 ± 0.8	66.4 ± 1.6	2.6 ± 0.1	2.2 ± 0.1	1.1 ± 0.1	385.3 ± 2.9
	D	0.7 ± 0.4	63.4 ± 2.3	2.4 ± 0.1	2.0 ± 0.1	1.0 ± 0.1	385.0 ± 10.5
F-value	L	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	D	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Eichhornia crassipes</i>							
Winter	L	0.4 ± 0.4	51.4 ± 1.4	2.4 ± 0.1	2.0 ± 0.1	1.0 ± 0.0	345.5 ± 8.0
	D	0.0 ± 0.0	51.5 ± 2.0	2.4 ± 0.2	2.0 ± 0.2	1.0 ± 0.1	357.0 ± 12.7
Spring	L	3.7 ± 0.9	50.3 ± 1.5	2.5 ± 0.4	2.1 ± 0.5	1.1 ± 0.2	347.4 ± 7.3
	D	0.0 ± 0.0	64.3 ± 0.5	2.1 ± 0.1	1.7 ± 0.1	0.9 ± 0.0	346.4 ± 6.0
Summer	L	8.0 ± 2.0	57.5 ± 5.8	2.4 ± 0.3	2.0 ± 0.2	1.0 ± 0.1	356.8 ± 18.0
	D	0.0 ± 0.0	55.9 ± 7.5	2.3 ± 0.2	1.9 ± 0.1	1.0 ± 0.1	355.5 ± 5.4
Autumn	L	11.3 ± 4.7	57.7 ± 8.0	2.6 ± 0.1	2.1 ± 0.1	1.1 ± 0.1	387.0 ± 29.0
	D	0.0 ± 0.0	60.7 ± 8.2	2.2 ± 0.2	1.8 ± 0.1	0.9 ± 0.1	324.7 ± 42.0
Annual mean	L	5.9 ± 4.8	54.2 ± 3.9	2.5 ± 0.1	2.1 ± 0.1	1.1 ± 0.1	359.2 ± 19.2
	D	0.0 ± 0.0	58.1 ± 5.6	2.3 ± 0.1	1.9 ± 0.1	1.0 ± 0.1	345.9 ± 14.9
F-value	L	15.07***	4.86*	ns	ns	ns	ns
	D	-	-	-	-	-	-
<i>Ceratophyllum demersum</i>							
Winter		8.7 ± 0.5	45.4 ± 4.8	1.8 ± 0.1	1.5 ± 0.1	0.8 ± 0.0	330.2 ± 10.4
Spring		8.4 ± 1.2	49.4 ± 4.8	1.9 ± 0.1	1.6 ± 0.1	0.8 ± 0.0	339.9 ± 16.6
Summer		11.3 ± 3.2	49.6 ± 5.6	2.1 ± 0.1	1.7 ± 0.1	0.9 ± 0.1	357.0 ± 10.2
Autumn		10.5 ± 2.8	49.9 ± 8.0	2.0 ± 0.2	1.6 ± 0.2	0.8 ± 0.1	333.2 ± 33.4
Annual mean		9.7 ± 1.4	48.6 ± 2.1	2.0 ± 0.1	1.6 ± 0.1	0.8 ± 0.1	340.1 ± 11.9
F-value		ns	ns	5.42*	5.38*	5.47*	ns

between 6-12% depending on the animal species. NRC (1985) indicated that sheep are known to require 8.9% protein for maintenance. The average annual protein content in the living part of *E. stagnina* and the dead parts of all species, are far too low than the proper level, while that of *C. demersum* exceed the maintenance requirement. Comparing with the other fodder plants, the protein content in the living and dead parts of all species were lower than that of *Trifolium alexandrinum* (16.2%: Chauhan *et al.* 1980). The protein contents of the living and dead parts of all species agree with the scale of the protein content of some rough fodder materials (2.7-13.4%: Shoukry 1992) except

E. stagnina. The same is true regarding ash content (1.3-23.1%) except for *C. demersum* where their values exceed the upper limit of the range. The importance of lipids (*i.e.* ether extract) to plants, in terms of structure and use in metabolism, is well known. However, Chapin *et al.* (1986) indicated that lipids are clearly unimportant as an energy source in some plants. Lipids of the living and dead parts of all species lay within the scale of some rough fodder materials (0.5-3.1%: Shoukry 1992), but lower than that of *T. alexandrinum* (2.9%: Chauhan *et al.* 1980). Total carbohydrates in the living and dead parts of all species lay with the range of some rough fodder material (27.8-51.9%: Shoukry

1992), but lower than that of *T. alexandrinum* (43.4%: Chauhan *et al.* 1980). In addition, the crude fiber of all species were higher than that of *T. alexandrinum* (21.5%: Chauhan *et al.* 1980) except those of *E. crassipes* which are relatively low.

DCP attained its maximum values (11.3%) in the living parts of *C. demersum*. The value required for the diet of sheep is about 6.1% (NRC 1975). In general, straw and chaff of grasses have very low, and often zero DCP (Demarquilly & Weiss 1970). DCP in Egyptian clover hay is about 9.0% (Shoukry 1992). It seems that the nutritive values of the living parts of the studied species are within the range of nutritive value of sheep (NRC 1975), goat (NRC 1981), dairy cattle (NRC 1978) and beef cattle (NRC 1984).

E. stagnina had the highest TDN in the living and dead parts, while *C. demersum* had the lowest. In comparison, Heneidy and Bidak (1996) recorded a TDN average of 68.8% in *P. australis*, and El-Beheiry and El-Kady (1998) reported a TDN of 50% in some *Tamarix* species. Abdel-Razik *et al.* (1988) reported an annual range of 66.0-75.0% in the Mediterranean coastal region of Egypt. Chauhan *et al.* (1980) reported a value of 66.7% for Egyptian clover, while Shoukry (1992) reported a range of 34.0-48.0% for some rough fodder materials. The living parts of *E. stagnina* had the highest value of DE (2.8 Mcal kg⁻¹), while *C. demersum* had the lowest. In comparison, cheeps are known to require 2.7 Mcal kg⁻¹ for diet (NRC 1975). Heneidy and Bidak (1996) reported 3.04 Mcal kg⁻¹ for *P. australis*, while El-Kady (2002) reported 2.4 Mcal kg⁻¹ and 2.2 Mcal kg⁻¹ for the living and dead parts, respectively. Moreover, Chauhan *et al.* (1980) reported 2.9 Mcal kg⁻¹ for *T. alexandrinum*. The maximum ME was 2.3 Mcal kg⁻¹ in the living parts of *E. stagnina*, while the minimum (1.5 Mcal kg⁻¹) was in that of *C. demersum*. In comparable studies, *P. australis* had a value of 2.62 Mcal kg⁻¹ (Heneidy & Bidak 1996) and *T. alexandrinum* had a value of 2.46 Mcal kg⁻¹ (Chauhan *et al.* 1980). The cheep and breeding cattle require 2.23 and 2.1 Mcal kg⁻¹, respectively (NRC 1975, 1984). Using the forage quality table of Boudet and Riviere (1968), the living parts of *E. crassipes* and *C. demersum* were considered as excellent forages, while the dead parts of all species and the living parts of *E. stagnina* were evaluated as poor forage.

References

- Abdel-Razik M., Ayyad M.A. & Heneidy S.Z., 1988. Preference of grazing mammals for forage species and their nutritive value in the Mediterranean desert ecosystem (Egypt). *J. Arid Environ.* 15: 297-305.
- Allen S.E., Grimshaw H.M., Parkinson J.A., Quamby C. & Roberts J.D., 1986. *Methods in plant ecology*. 2nd Edition (Ed. by Moore P.D. & Chapman S.B.). Blackwell Scientific Publications, Oxford: 411-466.
- Anonymous, 1975. Energy allowances and feeding system for ruminants. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. London, Her Majesty's Stationary Office, *Technical Bulletin*, 33 p.
- Baldantoni D., Alfani A., Di Tommasi P., Bartoli G. & Virzo De Santo A., 2004. Assessment of macro and microelement accumulation capability of two aquatic plants. *Environ. Poll.* 130: 149-156.
- Boudet G. & Rivière R., 1968. Emploi pratique des analyses fourragères pour l'appréciation des pâturages tropicaux. *Revue d'élevage et de médecine vétérinaire des pays tropicaux* 2 (21) : 227-266.
- Chanda S., Bhaduri S.K. & Sarder D., 1991. Chemical characterization of pressed fibrous residues of four aquatic weeds. *Aquat. Bot.* 42: 81-85.
- Chapin F.S., Mckendrick J.D. & Johnson D.A., 1986. Seasonal changes in carbon fractions in Alaskan tundra plants of differing growth forms: implication for herbivory. *J. Ecol.* 74: 707-731.
- Chauhan T.R., Gill R.S. & Ichhponani J.S., 1980. Nutritive value of berseem and clusterbean forages. *Indian J. Anim. Sci.* 50 (12): 1052-1055.
- Cronk J.K. & Fennessy M.S., 2001. *Wetlands plants. Biology and Ecology*. Lewis Publisher, Boca Raton, Florida.
- Demarquilly C. & Weiss P., 1970. *Tableau de la valeur alimentaire des fourrages*. Et. 42 : Versailles INRA-SEI.
- El-Beheiry M.H. & El-Kady H.F., 1998. Nutritive value of two *Tamarix* species in Egypt. *J. Arid Environ.* 38: 529-539.
- El-Darier S. & Sadek L., 1996. Growth analysis and bio-accumulation of nutrient elements in the ecosystem of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laub. *Desert Inst. Bull.* 46 (1): 71-89.
- El-Fiky, M.M., 1974. *Studies on the ecology of water plants with special reference to Eichhornia crassipes*. M. Sc. Thesis, Cairo Uni., 131 p.
- El-Gabaly M.M., Gewaifet I.M. & Rozanov B.G., 1969. Soils and soil regions of U.A.R., InsT. Land Reclam. *Res. Bull.* 21.
- El-Kady H., 2002. Seasonal variation in phytomass and nutrient status of *Phragmites australis* along the water courses in the Middle Delta region. *Taekholmia* 20 (2): 123-138.
- El-Komi T. M., 2002. *Evaluation of the range plants along the water courses in the Nile Delta region*. Ph. D. Thesis, Fac. Sci., Tanta Univ., Tanta, 163 p.
- El-Sheikh M.A., 1989. *A study of the vegetation environmental relationships of the canal banks of the middle Delta region*. M. Sc. Thesis, Fac. Sci., Tanta Univ., Tanta, 139 p.
- Gabra M.A., El-Kholy N.M., Sherif S.Y. & Soliman I.M., 1987. Chemical composition and feeding value of fodder beet (*Beta vulgaris* L.). *Proc. 1st Conf. Develop. Res. Fac. Agric.*, Ain Shams Univ. Cairo. 1: 92-100.

- Galal T. M., Farahat E.A. & Fawzy M., 2008. Submerged macrophytes as bioindicators for pollution in Lake Mariut. *Ecolo. Med.* 34: 83-91.
- Garrett W.N., 1980. Energy utilization of growing cattle as determined in seventy-two comparative slaughter experiments. In: L.E. Mount (ed, *Energy Metabolism*, EAAP Publ. No. 26, London.
- Gopal B., 2003. Perspectives on wetland science, application and policy. *Hydrobiol.* 490: 1-10.
- Haider S.Z., Malik K.M., Rahman M.N. & Ali M.A., 1983. Pollution control by water hyacinth of waste effluents of pulp and paper mills and of tanneries. *Int. Conf. on Water Hyacinth*, Hyderabad, India, 54 p.
- Haslam S.M., 1976. River plants. In: *The Macrophytic Vegetation of Watercourses*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 390 p.
- Heneidy S.Z. & Bidak L.M., 1996. Halophytes as forage source in the western Mediterranean coastal region of Egypt. *Desert Inst. Bull.* 46 (2): 261-283.
- Hurst H. E. (1952). *The Nile*. Constable, London, 326 p.
- John C.K., 1983. Use of water hyacinth in the treatment of effluent from rubber and oil palm industries. *Int. Conf. on Water Hyacinth*, Hyderabad, India, 60 p.
- Keskinkan O., Goksu M.Z.L., Yaceer A. & Basibuyuk M., 2007. Comparison of the adsorption capabilities of *Myriophyllum spicatum* and *Ceratophyllum demersum* for Zinc, Copper and Lead. *Engineering Life Science* 7 (2): 192-196.
- Khattab A.F. & El-Gharably Z., 1984. The problem of aquatic weeds in Egypt and methods of management. In: *Design and Maintenance of Open Channels* (1990) 3rd ed., Research Institute of Weed Control and Channel Maintenance, Water Research Center and Ministry of Public Works and Water Resources: 114-130.
- Le Houérou H.N., 1980. Chemical composition and nutritive value of browse in Tropical West Africa. In: Le Houérou (ed.), *Browse in Africa*, ILCA, Addis Ababa: 261-289.
- Mays P.A. & Edwards G.S., 2001. Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage. *Ecol. Eng.* 16: 487-500.
- Miretzky P., Saralegui A. & Fernandez Cirelli A., 2004. Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere* 57: 997-1005.
- Mjelde M. & Faafeng B.A., 1997. *Ceratophyllum demersum* hampers phytoplankton development in some small Norwegian lakes over a wide range of phosphorus concentrations and geographical latitude. *Freshwater Biol.* 37, 355-365.
- Naga M.A. & El-Shazly K., 1971. The prediction of the nutritive value of animal feeds from chemical analysis. *J. Agric. Sci.* 77: 25 p.
- NRC, 1975. *Nutrient requirements of domestic animals: nutrient requirement of cheep*. (5th Edn.). National Research Council No. 5, Washington DC, Nat. Acad. Sci., 72 p.
- NRC, 1978. *Nutrient requirements of domestic animals: nutrient requirement of dairy cattle*. (5th Edn.). National Research Council No. 3, Washington DC, Nat. Acad. Sci., 76 p.
- NRC, 1981. *Nutrient requirements of domestic animals: nutrient requirement of goats*. National Research Council No. 15, Washington, DC, Nat. Acad. Sci., 80 p.
- NRC, 1984. *Nutrient requirements of domestic animals: nutrient requirement of beef cattle* (6th Edn.). National Research Council No. 5, Washington DC, Nat. Acad. Sci., 90 p.
- NRC, 1985. *Nutrient requirements of domestic animals: nutrient requirement of cheep*. (6th Edn.). Research Council Pamphlets No. 5, Washington, DC,
- Ölberg K., 1956. Factors affecting the nutritive value of range forage. *J. Range Manag.* 9: 220-225.
- Pine R.T., Anderson L.W.J. & Hung S.S.O., 1989. Notes on non-destructive estimation of aquatic macrophytes biomass. *J. Aquat. Plant Manage.* 27: 47-49.
- Reddy K.R., Campbell K.L., Graetz D.A. & Portier, K.M., 1982. Use of biological filters for agricultural drainage water treatment. *J. Environ. Qual.* 11: 591-595.
- SAS, 1985. SAS/STAT User's Guide. SAS Instruction Incorporation, Cary. NC.
- Sastroutomo, S.S., 1985. *The role of aquatic vegetation in the environment*. ANBS Workshop on Ecology and Management of Aquatic Vegetation in the Tropics. Jakarta, Indonesia.
- Shaltout K.H. & Khalil M.T. (2005). *Lake Burullus: Burullus Protected Area*. Publication of National Biodiversity Unit. No. 13, EEAA, Cairo, 578 p.
- Shata A. & El-Fayomi I., 1970. Remarks on the regional geological structure of the Nile Delta. Hydrogeology of Deltas. *Proc. of the Bucharest Symposium*, Jash/Aihs UNESCO, Paris, 1: 189-197.
- Shoukry M.M., 1992. An actual vision about the availability of the utilization of water hyacinth in feeding ruminants. *National Symposium on Water Hyacinth*, Assiut Uni. 75-92 (In Arabic).
- Soerjani M., 1986. Environmental considerations in the novel approach of aquatic vegetation management. In: Noda K. and Mercado B.L. (eds.), *Weeds and the Environment in the Tropics*, 33-49.
- Stoltz E. & Greger M., 2002. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. *Environ. Exper. Bot.* 47: 271-280.
- UNESCO (1977). Map of the world distribution of arid regions. MAB Technical Notes, 7.
- Vedanayagam H.S., Lakshminarayan G. & Thyagarayan G., 1983. A preliminary report on the use of water hyacinth for making paints. *Int. Conf. on Water Hyacinth*, Hyderabad, India.
- Yaowakhan P., Kruatrachue M., Pokethitiyook P. & Soonthomsarathool V., 2005. Removal of lead using some aquatic macrophytes. *Bull. Environ. Contamination and Toxicology*, 75: 723-730
- Zahrán M.A. & Willis, A.J., 2003. *Plant life in the River Nile in Egypt*. Mars Publishing House, Riyadh, 530 p.

Environmental control of germination and dormancy of seeds of two cytotypes of *Lygeum spartum* L., a perennial grass of semi-arid and arid areas in Algeria

Influence des facteurs de l'environnement sur la germination des semences de deux cytotypes de Lygeum spartum L., une Poacée vivace des zones semi-aride et aride d'Algérie

A. DJABEUR^{1, 2}, M. KAID-HARCHE², D. CÔME¹ and F. CORBINEAU^{1, *}

1. Université Pierre et Marie Curie-Paris 6, Germination et dormance des semences, UR5, Boîte courrier 156, 4 place Jussieu, 75252 Paris cedex 05, France

2. Université des Sciences et de la Technologie d'Oran Mohamed Boudia, Département de Biotechnologie, Faculté des Sciences, BP 1505, El M'Naouar, Oran, Algeria

* Corresponding author: professeur Françoise Corbineau, Université Pierre et Marie Curie-Paris 6, Germination et dormance des semences, UR5, Boîte courrier 156, 4, place Jussieu, 75252 Paris cedex 05, France
Tel: +33-1-44275987; Fax: +33-1-44275927
E-Mail: francoise.corbineau@upmc.fr

Abstract

Freshly harvested dispersal units of two cytotypes of *Lygeum spartum* L. were dormant. Their dormancy corresponded to a poor germination at any temperature, including the optimal one (20-25 °C), and to the inability to germinate in a wide range of temperatures. Germination did not occur at all below 10 °C and above 30 °C. At the optimal temperature, germination was markedly inhibited by continuous white light and by decreasing water potential of the medium to -1 MPa. Breaking of dormancy for 12 months of dry storage at ambient temperature resulted in a widening of the temperature range within which a high rate of germination occurred. However, the optimal temperature remained similar to that of freshly harvested dispersal units, i.e. 20-25 °C. The lemma was mainly responsible for dormancy, but the caryopsis itself also appeared to play a role in photosensitivity of whole dispersal units. The intensity of dormancy depended on the

seed origin. It was deeper in seeds originated from the semi-arid zone (polyploid cytotype, $2n = 40$) than in those collected in the arid highlands (diploid cytotype, $2n = 16$). The ecological role of dormancy and after-ripening is discussed in relation to the establishment of this species in arid environment.

Résumé

Au moment de leur récolte, les unités de dispersion de deux cytotypes de *Lygeum spartum* L. sont dormantes. Cette dormance correspond à une germination difficile à toutes les températures ainsi qu'à l'optimum thermique (20-25 °C) et à une impossibilité de germer dans une large gamme de températures. Aucune semence ne germe au-dessous de 10 °C et au-dessus de 30 °C. À la température optimale, la germination est fortement inhibée par la lumière blanche continue et une réduction du potentiel hydrique du

Keywords: germination, *Lygeum spartum*, temperature, light, water potential, after-ripening.

Mots clés : germination, *Lygeum spartum*, température, lumière, potentiel hydrique, post-maturation au sec.

milieu à – 1MPa. L'élimination de la dormance par une conservation au sec de 12 mois à la température ambiante entraîne un élargissement de la gamme de températures permettant une germination rapide. Cependant, l'optimum thermique reste similaire à celui des semences fraîchement récoltées, c'est-à-dire 20-25 °C. La dormance résulte principalement des enveloppes, mais le caryopse nu joue aussi un rôle dans la photosensibilité des semences entières. L'intensité de la dormance dépend du lieu de récolte; elle est plus profonde pour les semences récoltées dans la zone semi-aride (cytotype polyploïde, $2n = 40$) que pour celles collectées sur les hauts plateaux arides (cytotype diploïde, $2n = 16$). Le rôle écologique de la dormance et de la post-maturation au sec est discuté en relation avec l'établissement de cette espèce dans un environnement aride.

Introduction

Lygeum spartum L. (Poaceae), commonly named esparto, is an important perennial grass in semi-arid and arid areas in Algeria (Aimé 1988; Le Houérou 1995). With *Stipa tenacissima* L. and *Aristida pungens* Desf. this grass makes a natural fence against desert expansion. In addition to its ecological role, *Lygeum spartum* has an economical interest in traditional craftsmen and paper manufacturing (Harche *et al.* 1991). For local purposes it is then important to try to maintain the natural populations of this plant and to increase their regeneration potential. However, although numerous works have been devoted to the germination of seeds of various annual and perennial desert plants (Baskin & Baskin 1998; Gutterman 2002), to our knowledge only few studies (Conesa *et al.* 2007; 2009) have been performed on the suitability of *Lygeum spartum* for phytostabilisation of acid mine tailings but no study has been carried out in order to determine the main environmental factors regulating the seed germination in this plant.

Seed germination is subjected to a very precise regulation, the complexity of which originates both in the action of various external factors and in the seeds themselves (Bewley & Black 1982; Côme & Corbineau 1998). Water, oxygen and temperature are the three essential factors in germination, but light may also play a role in many seeds (Bewley & Black 1982; Côme & Corbineau 1998). However, seeds are often unable to germinate, or do so with great difficulty, even placed in conditions that are apparently favourable for ger-

mination (good supply of water, good oxygenation, apparently good temperature); they are considered as dormant (Bewley & Black 1982; Côme & Corbineau 1998). Seed dormancies do not correspond to a complete inability to germinate, they are generally relative phenomena the expression of which depends on external factors (Bewley & Black 1982; Côme 1982; Côme & Corbineau, 1998). They should be viewed as systems for regulating germination and ensuring the survival of wild species by extending the time-range over which germination occurs, or by allowing germination only at certain times of the year (Bewley & Black 1982; Baskin & Baskin 1998; Gutterman 2002). Although dormancy depends first on the seed genotype, it is well known that it can be largely modulated by the environmental factors in which the mother plants are developing, such as daylength (Evenari *et al.* 1966; Kigel *et al.* 1977; Gutterman 1985) and temperature (Datta *et al.* 1972; Do Cao *et al.* 1978).

Dormancy of grass and cereal seeds is known to be progressively lost during their storage in the dry state under ambient conditions (Bewley & Black 1982; Simpson 1990; Côme & Corbineau 1998). This breaking of dormancy, usually termed after-ripening, is expressed by a widening of the temperature range within which good germination occurs (Côme *et al.* 1984; Simpson 1990). When they are no more dormant, these seeds are also less sensitive to oxygen deprivation and light than before breaking of their dormancy (Simpson 1990; Corbineau & Côme 1996). In wild grasses from semi-arid and arid areas, dormancy is lost during the dry season, and then caryopses become capable of germinating by the following winter or spring rains (Gutterman *et al.* 1996; Baskin & Baskin 1998).

The aims of the present work were (i) to determine the main characteristics and the origin of dormancy of two cytotypes of *Lygeum spartum* seeds collected in two different geographic regions in Algeria, a littoral semi-arid zone (polyploid cytotype, $2n = 40$) and an arid zone (diploid cytotype, $2n = 16$) (Benmansour & Kaid-Harche 2001; Djabeur *et al.* 2008), (ii) to investigate the effects of temperature, white light and water potential of the medium on the germination of freshly harvested seeds, and (iii) to study whether dormancy is broken in dry seeds, in order to improve our grasp of the establishment of the species under natural conditions.

Materials and methods

Plant material

The dispersal units of *Lygeum spartum* are spikelets about 2 cm long and 4-5 mm large. Each spikelet contains 1 to 4 developed caryopses linked together and enveloped in the lemma.

Mature dispersal units were collected in June 1994 from plants growing in Algeria in arid highlands near El Kheiter (diploid cytotype) (34°09' N, 00°04' E; 1000 m, 200 mm average rainfall per year) and in the semi-arid littoral coast (polyploid cytotype) near Oran (35°38' N, 00°36' E; 90 m, 350-400 mm average rainfall per year). Table 1 gives the mean climatic conditions of both collection sites provided by the Office National of Meteorology (Dar-El Beida, Alger) for the 1991-2000 period.

Immediately after harvest, part of the dispersal units was stored at -30°C until the experiments started for maintaining initial dormancy (Lenoir *et al.* 1983; Gutterman & Nevo 1994). These seeds will be referred as to freshly harvested. The remaining dispersal units were maintained dry for 12 months in paper bags at ambient temperature (about 20-25°C) and in darkness, in order to break dormancy.

Germination assays

Each germination assay was carried out with 50 whole dispersal units or 50 isolated caryopses placed in 10 cm Petri dishes (25 units or caryopses per dish) on a layer of cotton wool wetted with deionized water. Petri dishes were maintained in darkness over a range of constant temperatures between 5 and 30°C ($\pm 0.5^\circ\text{C}$), or at 20 and 25°C under continuous white light (warm-white fluorescent tubes, Mazdafluor 16 W, 100 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ at dish level).

Studies on the effects of water potential of the medium on seed germination were performed using aqueous solutions of polyethylene glycol (PEG)-8000 (Sigma) at various water potentials between 0 (water) and -2 MPa. The concentrations of the PEG solutions were calculated according to Michel & Kaufmann (1973).

An isolated caryopsis was scored as germinated when the radicle protruded the seed coat, and a dispersal unit was considered as having germinated when the radicle of at least one of its caryopses protruded the lemma even if 2 caryopses generally germinated per a dispersal unit as was found in the heteroblastic dispersal unit of *Aegilops ovata* (Datta *et al.* 1970). Germination counts were made daily for 14 days. The results presented are the means of the germination percentages obtained in 2 replicates of 25 dispersal units or isolated caryopses \pm arithmetical spread. Germination rate is expressed as the time to reach 50% germination (T_{50}) or the reciprocal of T_{50} ($1/T_{50}$). T_{50} was estimated graphically from the cumulative germination curves.

Table 1 – Mean temperature and rainfall at the two collection sites (Oran & El Kheiter) for the 1991-2000 period.
Data provided by the Office National de la Météorologie, Da-El Beida, Alger.

Month	Mean temperature (°C) at		Mean rainfall (mm) at	
	Oran	El Kheiter	Oran	El Kheiter
January	11.0	5.6	38.4	13.1
February	11.9	7.5	45.4	12.6
March	14.2	10.8	48.9	31.9
April	15.9	13.4	21.0	17.7
May	19.1	18.7	23.3	17.1
June	22.3	23.7	4.0	12.1
July	25.1	27.8	0.7	5.2
August	26.2	27.4	2.3	13.3
September	23.1	21.8	15.4	24.2
October	19.2	15.8	26.2	23.0
November	15.1	10.5	51.2	12.1
December	12.3	6.9	39.5	12.2

Results

Germination of dispersal units and isolated caryopses at 25 °C in darkness

Figure 1 shows that freshly harvested dispersal units and isolated caryopses collected in arid highlands (Figure 1A) germinated in higher percentage at 25 °C, in darkness, than those originated from semi-arid littoral coast (Figure 1B). Figure 1 also shows that isolated caryopses from both origins germinated better than whole dispersal units. The lemma had then an inhibitory effect on the germination of dispersal units, and its effect was stronger in dispersal units originated from semi-arid littoral coast (polyploid cytotype) than in those collected in arid highlands (diploid cytotype).

After dry storage in darkness at ambient conditions for one year, dispersal units collected in both areas germinated in higher percentages at 25 °C than at harvest time, and the time to reach 50% germination (T_{50}) was

markedly shorter for after-ripened organs than for freshly harvested ones (Table 2). Germination percentages obtained after 14 days with isolated caryopses is not improved by after-ripening in the case of the diploid cytotype and only enhanced in the case of the polyploid one. But as for dispersal units, T_{50} is strongly reduced in after-ripened organs as compared with freshly harvested ones (Table 2).

Effects of temperature in darkness

The thermal optimum for the germination, in darkness, of freshly harvested dispersal units of both cytotypes was around 20-25 °C (Figure 2). Germination was strongly slowed down at 15 °C, and was almost impossible within 14 days at lower temperatures (5-10 °C) and at 30 °C. Freshly harvested dispersal units of the diploid cytotype, collected in arid highlands (Figure 2A) germinated better, at the optimal temperatures, than those from polyploid cytotypes growing in semi-arid littoral coast (Figure 2B).

Figure 1 – Time course of germination in darkness, at 25 °C, of freshly harvested dispersal units (●) and isolated caryopses (○) of the diploid cytotype collected in arid highlands (A) and the polyploid one collected in semi-arid littoral coast (B). Means of results obtained in 2 replicates of 25 dispersal units or caryopses ± arithmetical spread.

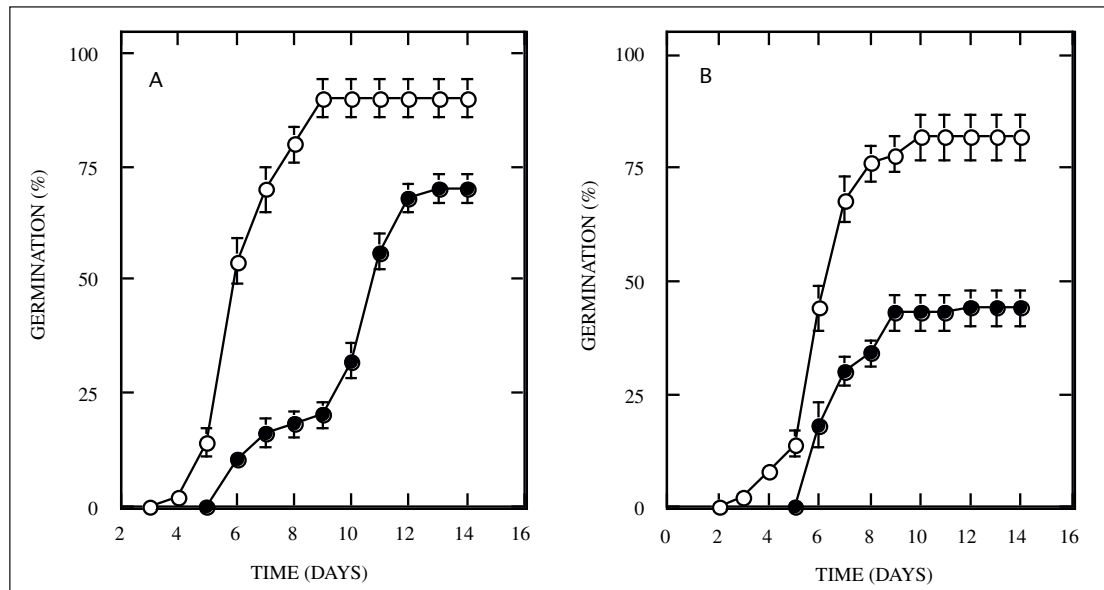


Table 2 – Germination percentages obtained after 14 days at 25 °C in darkness (means of results obtained in 2 replicates of 25 organs ± arithmetical spread), and time to reach 50% germination (T_{50}) with freshly harvested and after-ripened dispersal units and caryopses collected in arid highlands and semi-arid littoral coast.

Cytotype (Origin)	Organs	Germination (%) of organs		T_{50} (days) for organs	
		freshly harvested	after-ripened	freshly harvested	after-ripened
Diploid (Arid highlands)	Dispersal units	70 ± 6	92 ± 2	10.7	4.2
	Caryopses	90 ± 6	90 ± 4	5.9	4.1
Polyploid (Semi-arid littoral coast)	Dispersal units	44 ± 4	92 ± 4	10.5	4.5
	Caryopses	80 ± 4	92 ± 2	6.2	3.7

After dry storage for one year at ambient temperature, dispersal units germinated better than at harvest time (Figure 2). However, germination remained impossible at 5 °C, at least within 14 days, and dispersal units from semi-arid littoral coast (Figure 2B) germinated in a larger range of temperatures than those from arid highlands (Figure 2A).

After-ripening had also a beneficial effect on the germination of isolated caryopses. After 14 days of germination, this effect was manifest at 30 °C for caryopses collected in arid highlands and at all temperatures for those originated from semi-arid littoral coast (Table 3).

There existed a positive linear relationship between the rate of germination of after-ripened dispersal units and isolated caryopses (expressed as the reciprocal of T_{50}) and temperature up to the thermal optimum (Figure 3). According to Covell *et al.* (1986), extrapolation of the regression lines to the temperature axis allowed the calculation of the lower temperature for germination of each

type of organs. It was around 5 °C and 10 °C for the after-ripened dispersal units collected in semi-arid area and arid highlands, respectively (Figure 3A), and about 10 °C for after-ripened isolated caryopses from both areas (Figure 3B). The insufficient number of experimental points at temperatures higher than 20 °C did not allow precise calculation of the maximal temperature for germination, but it was probably close to 30 °C for dispersal units collected in arid highlands (Figure 3A), and 35 °C for those from semi-arid littoral coast (Figure 3A) and for isolated caryopses from both origins (Figure 3B). In all cases, the thermal optimum, indicated by the intersection of the regression lines, was about 25 °C (Figure 3).

Effects of light

Continuous white light markedly inhibited the germination at 25 °C of freshly harvested and after-ripened dispersal units collected in arid highlands and semi-arid littoral coast (Figure 4, to be compared with Figure 1 and

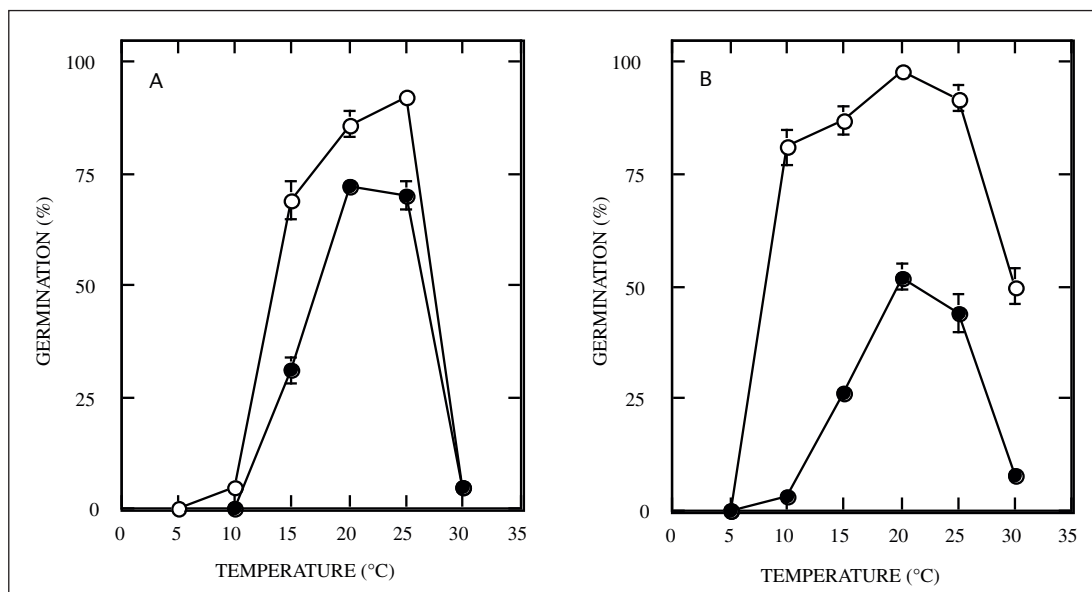


Figure 2 – Effects of temperature on the germination percentages obtained after 14 days in darkness with freshly harvested (●) and after-ripened (○) dispersal units of the diploid cytotype collected in arid highlands (A) and of the polyploid one collected in semi-arid littoral coast (B). Means of results obtained in 2 replicates of 25 units ± arithmetical spread.

Table 3 – Germination percentages obtained after 14 days in darkness at 5, 10, 15, 20, 25 and 30 °C with freshly harvested and after-ripened isolated caryopses collected in arid highlands and semi-arid littoral coast. Means of results obtained in 2 replicates of 25 seeds ± arithmetical spread.

Cytotype (Origin)	Caryopses	Germination (%) after 14 days at					
		5 °C	10 °C	15 °C	20 °C	25 °C	30 °C
Diploid (Arid highlands)	freshly harvested	0	34 ± 4	68 ± 2	90 ± 2	90 ± 6	52 ± 8
	after-ripened	0	30 ± 2	62 ± 9	94 ± 2	90 ± 4	82 ± 6
Polyploid (Semi-arid littoral coast)	freshly harvested	0	50 ± 2	60 ± 2	78 ± 2	80 ± 4	42 ± 2
	after-ripened	12 ± 2	52 ± 6	78 ± 2	94 ± 2	92 ± 2	62 ± 2

Figure 3 – Effects of temperature on the germination rate, expressed as the reciprocal of time to obtain 50% germination (T_{50}), of after-ripened dispersal units (A) and isolated caryopses (B) collected in arid highlands (diploid cytotype) (●) and semi-arid littoral coast (polyploid cytotype) (○). Regression coefficients of the lines were 0.97-0.98 and 0.96-0.98 (positive and negative slopes, respectively).

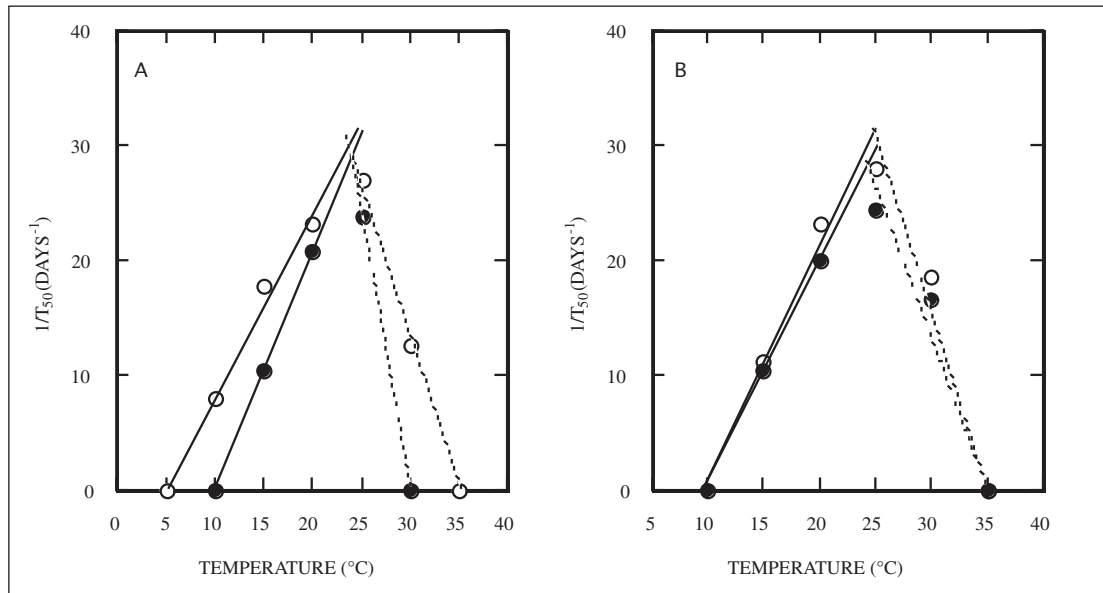


Figure 4 – Time course of germination in continuous white light, at 25°C, of freshly harvested (A) and after-ripened (B) dispersal units collected in arid highlands (diploid cytotype) (●) and semi-arid littoral coast (polyploid cytotype) (○). Means of results obtained in 2 replicates of 25 seeds ± arithmetical spread.

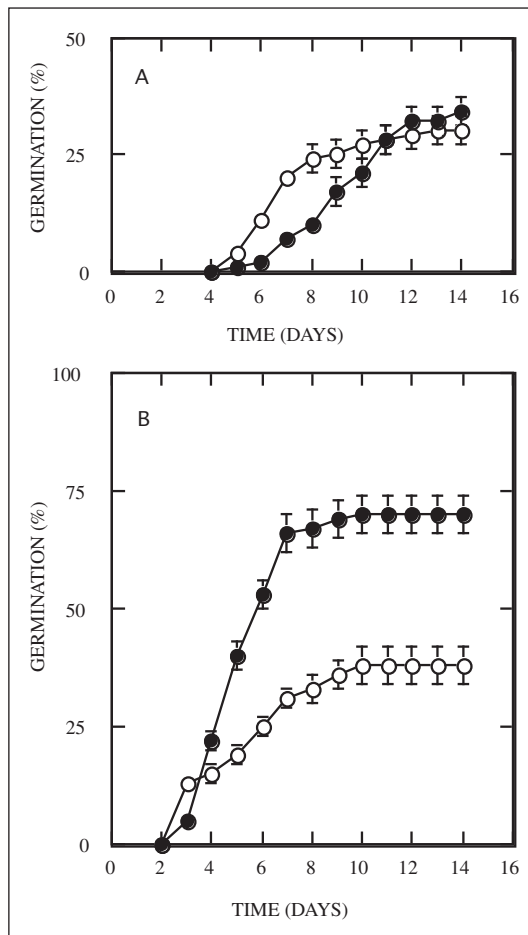


Table 2). At harvest (Figure 4A), only 34 and 30% dispersal units from arid area and semi-arid area, respectively, germinated within 14 days in the light as against 70% and 44% in darkness (*cf.* Figure 1). This inhibitory effect of light was also observed with isolated caryopses (Table 4). It resulted then from both the

caryopsis itself and the lemma, since the removal of the latter allowed the germination of only 68% of freshly harvested caryopses from arid highlands and 52% of those collected in semi-arid littoral coast within 14 days, instead of 90 and 80%, respectively, in darkness (Table 4).

After dry storage for 12 months, dispersal units from both origins germinated faster (Figure 4B) than at harvest time (Figure 4). However, the germination of isolated caryopses was similar in the dark and in the light (Table 4). It seems therefore that the inhibitory action of light involving the lemma remained for a longer period during after-ripening than that resulting from the caryopsis itself.

Effects of water potential of the medium

At harvest time, dispersal units were very sensitive to water potential of the germination medium. The lower the water potential the slower were the germination rate (data not shown) and the final germination percentage (Figure 5). Germination was nil or very weak in a PEG solution at -1.0 MPa, and dispersal units collected in semi-arid littoral coast (Figure 5B) were more sensitive to low water potentials than those originated from arid highlands (Figure 5A). After-ripening resulted in a reduced sensitivity of dispersal units to water potential of the medium (Figure 5), but those originated from semi-arid littoral coast (Figure 5B) remained more sensitive to this germination factor than those collected in arid highlands (Figure 5A).

Removal of lemma improved germination at low water potentials, and this beneficial effect of lemma removal remained after dry storage (Table 5, to be compared with Figure 5).

Discussion and Conclusions

Mature dispersal units of the two cytotypes of *Lygeum spartum* (polyploid one with $2n = 40$ and diploid one with $2n = 16$), collected in Algeria in June were considered as dormant (Figures 1 and 2). They germinated poorly in darkness (Figure 1), and their germination was very slow (Table 2). The thermal optimum for germination (20-25 °C) was similar to that found for numerous species from hot semideserts and deserts (Baskin & Baskin 1998), such as *Stipa* sp. (Lodge & Whalley 1981; Fulbright *et al.* 1983; White & Van Auken 1996) and *Aristida* sp. (Mott 1974). Continuous white light inhibited germination of freshly harvested *L. spartum* dispersal units (Figure 4), suggesting that germination in nat-

Table 4 – Germination percentages obtained after 14 days at 25 °C, in darkness and in continuous white light, with freshly harvested and after-ripened isolated caryopses collected in arid highlands and semi-arid littoral coast. Means of the results obtained in 2 replicates of 25 seeds ± arithmetical spread.

Cytotype (Origin)	Caryopses	Germination (%) obtained in	
		darkness	light
Diploid (Arid highlands)	freshly harvested	90 ± 6	68 ± 8
	after-ripened	90 ± 4	92 ± 2
Polyploid (Semi-arid littoral coast)	freshly harvested	80 ± 4	52 ± 4
	after-ripened	92 ± 2	72 ± 4

ural conditions is considerably restricted when seeds are exposed to direct sunlight. Such a negative photoblasty has been reported for numerous xeric grasses such as *Bromus rubens*, *B. scoparius* and *B. rigidus* (Corbineau *et al.* 1992; Kigel 1995), *Hordeum spontaneum* (Gutterman *et al.* 1996), *Panicum turgidum* (Koller and Roth 1963), *Stipa bromoides*, *S. lagascae*, *Aristida caerulea* and *Aegilops longissima* (Kigel 1995), and in other species including *Schismus arabicus*

Table 5 – Germination percentages obtained after 14 days at 25 °C, in darkness, in water (0 MPa) and in PEG solutions at -0.2, -0.5, 1.0 and -1.5 MPa with freshly harvested and after-ripened isolated caryopses collected in arid highlands and semi-arid littoral coast. Means of the germination percentages obtained in 2 replicates of 25 seeds ± arithmetical spread.

Cytotype (Origin)	Caryopses	Germination (%) after 14 days in				
		water (0 MPa)	PEG solutions at (MPa)			
			- 0.2	- 0.5	- 1.0	- 1.5
Diploid (Arid highlands)	freshly harvested	90 ± 6	82 ± 6	66 ± 4	32 ± 6	6 ± 2
	after-ripened	90 ± 9	96 ± 2	88 ± 6	76 ± 6	6 ± 2
Polyploid (Semi-arid littoral coast)	freshly harvested	92 ± 2	66 ± 4	42 ± 6	18 ± 4	0
	after-ripened	80 ± 4	90 ± 6	70 ± 6	30 ± 6	0

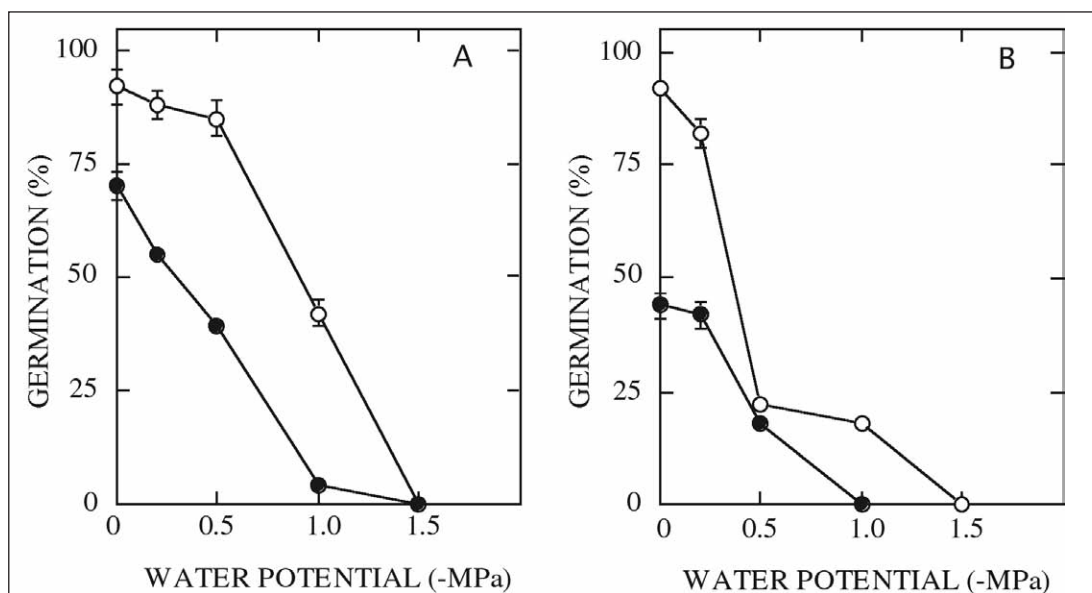


Figure 5 – Effects of water potential of the medium on the germination percentages obtained after 14 days in darkness with freshly harvested (●) and after-ripened (○) dispersal units of the diploid cytotype collected in arid highlands (A) and of the polyploid cytotype collected in semi-arid littoral coast (B). Means of the results obtained in 2 replicates of 25 seeds ± arithmetical spread.

(Gutterman 1996), *Phacelia tanacetifolia* (Rollin 1972) and *Echinops spinosissimus* (Hammouda and Bakr 1969). In all cases, the far-red and blue spectral regions are the most effective in inhibition of germination by white light (Bewley and Black 1982).

Dormancy of *L. spartum* dispersal units was broken during dry storage at room temperature (Figure 2). This phenomenon, usually termed “after-ripening”, is well known in seeds of cereals (Côme *et al.* 1984; Simpson 1990) and many species from hot arid and semi-arid regions (Baskin & Baskin 1998). Germination of after-ripened *L. spartum* seeds was less sensitive to environmental factors (temperature, light and water potential of the medium) than that of freshly harvested ones (Figures 2, 3 and 4). Water potential of the PEG solution that reduced by 50% the germination of non-dormant dispersal units was close to -1 MPa and -0.4 MPa for seeds collected in arid highlands and semi-arid littoral coast, respectively (Figure 5). Similar water potentials of NaCl solutions have been reported for other herbaceous perennials from hot semideserts and deserts (Baskin & Baskin 1998). In natural conditions, *L. spartum* seeds cannot germinate during summer when the rainfall is too low (Table 1), and although germination tests were not performed after 3-6 months of storage in ambient conditions (20-25 °C), seeds probably come out of dormancy at the end of October, but their germination is delayed until temperature and soil moisture become non limiting, *i.e.* in spring (March-April) when temperature is higher than 10 °C (minimal temperature for germination, Figure 3). In more extreme desert habitats, there are plant species, like *Hordeum spontaneum* (Gutterman & Nevo 1994; Gutterman *et al.* 1996) and *Schismus arabicus* (Gutterman 1996), the seed germination of which did not occur under a range of optimal temperatures, unless they were previously exposed for at least 2 months to high temperatures when they were dry. This strong dormancy prevents germination after a late rain in the growing season, before the summer for 4 to 5 months without rain (Gutterman 2002).

Although the main characteristics of germination were similar for seeds collected in arid highlands and semi-arid littoral coast, seeds of the polyploid cytotype were more dormant, *i.e.* more sensitive to the environmental factors (Figures 2, 4 and 5). After the same duration of after-ripening (12 months of dry stor-

age at room temperature), they germinated in a wider range of temperatures than those collected in arid highlands (Figure 2), but they remained more sensitive to light (Figure 4) and water potential of the medium (Figure 5). Variability in dormancy intensity resulted probably from the climatic conditions during seed development on the mother plants (Bewley & Black 1982; Baskin & Baskin 1998). Since the differences in temperature registered at both collection regions were small (Table 1), it seems that ambient temperature was not the cardinal factor affecting seed germinability, but the rainfall regime recorded in the same areas during seed formation might result in differences in the onset of dormancy, dormancy intensity and length of the dormancy period. However our results do not allow to exclude any genetic effects, because the seed lots used in this study were from two cytotypes which differ in spikelet morphology and reproductive capacity (Djabeur *et al.* 2008).

Numerous studies performed with cereals (wheat, barley and oat) (Côme *et al.* 1984) and grasses (Simpson, 1990) have shown that dormancy of whole seeds is mainly due to an inhibitory action of the grain covering structures (pericarp + seed coat) and lemma when they remain around the caryopsis. This inhibitory effect generally results from a reduced oxygen supply to the embryo through a fixation of oxygen via a polyphenoloxidase mediated oxidation of phenolic compounds present in high amounts in the tissues (Lenoir *et al.* 1983; Côme *et al.* 1984), this barrier to oxygen diffusion rising with increasing temperature (Côme *et al.* 1984; Corbineau & Côme 1996). In both cytotypes of *L. spartum*, lemma is strongly involved in the dormancy of dispersal units (Figure 2 and Table 3). However, the embryo itself and/or the grain covering structures also play a role in this phenomenon since the isolated caryopses do not perfectly germinate (Tables 2 and 3). The inhibitory action of the lemma was almost nil after 12 months of dry storage, since isolated caryopses and dispersal units expressed the same sensitivity to temperature (Figure 3 and Table 3). Although dispersal units were more sensitive to light and water potential of the medium than isolated caryopses, their responsiveness to these two environmental factors depended mainly from the caryopsis itself, and the inhibitory effect of the lemma did not markedly change during dry storage (Figures 4 and 5, Tables 4 and 5).

The results obtained in this study provide us with a clearer understanding of the poor establishment of *L. spartum* in desert areas in Algeria. Seed dormancy plays a significant role in determining germination under natural conditions. However, the negative response of after-ripened dispersal units to daylight, and their sensitivity to water potential of the medium are probably responsible for incomplete germination and maintenance of part of the seed populations in the soil. Emergence of *L. spartum* seedlings in relation to climatic conditions might be the subject of further investigations in order to try to improve regeneration of this species in its natural habitat.

Acknowledgement

The authors acknowledge the support of the Franco-Algerian Cooperation project 93/Murs/27.

References

- Aimé S., 1988. Aspects écologiques de la présence de quelques espèces steppiques (*Stipa tenacissima*, *Lygeum spartum*, *Artemisia herba-alba*, *Noaea mucronata*) en Oranie littorale. *Biocénose, Bulletin d'écologie terrestre* 3: 16-24.
- Baskin C.C. & Baskin J.M., 1998. *Seeds. Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. Academic Press, London. 666 p.
- Benmansour N. & Kaid-Harche M., 2001. Étude caryologique de deux populations de *Lygeum spartum* L. de l'Ouest algérien. *Bocconeia* 13: 371-376.
- Bewley J.D. & Black M., 1982. *Physiology and biochemistry of seeds in relation to germination. Viability, dormancy and environmental control*. Vol. 2. Springer-Verlag, Berlin. 375 p.
- Côme D., 1982. Germination. In: Mazliak P. (ed.), *Croissance et développement. Physiologie végétale II*. Hermann, Paris: 129-225.
- Côme D. & Corbineau F., 1998. Semences et germination. In: Mazliak P. (ed.), *Croissance et développement. Physiologie végétale II*. Hermann, Paris: 185-313.
- Côme D., Lenoir C. & Corbineau F., 1984. La dormance des céréales et son élimination. *Seed Sci. Technol.* 12: 629-640.
- Conesa H.M., Moradi A.B., Robinson B.H., Jiménez-Carceles F.J. & Schulin R., 2009. Effects of increasing dosages of acid mining wastes in metal uptake by *Lygeum spartum* and soil metal extractability. *Water Air Soil Poll.* 202: 379-383.
- Conesa H.M., Robinson B.H., Schulin R. & Nowack B., 2007. Growth of *Lygeum spartum* in acid mine tailings: Response of plants developed from seedlings, rhizomes and at field conditions. *Environ. Pollut.* 145: 700-707.
- Corbineau F., Belaid D. & Côme D., 1992. Dormancy of *Bromus rubens* L. seeds in relation to temperature, light and oxygen effects. *Weed Res.* 32: 303-310.
- Corbineau F. & Côme D., 1996. Barley seed dormancy. *Bios Boissons Conditionnement* 261: 113-119.
- Cowell S., Ellis R.H., Roberts E.H. & Summerfield R.J., 1986. The influence of temperature on seed germination rate in grain legumes. 1. A comparison of chickpea, lentil, soybean and cowpea at constant temperatures. *J. Exp. Bot.* 37: 705-715.
- Datta S.C., Evenari M. & Gutterman Y., 1970. The heteroblasty of *Aegilops ovata* L. *Isr. J. Bot.* 19: 463-483.
- Datta S.C., Gutterman Y. & Evenari M., 1972. The influence of the origin of the mother plant on yield and germination of their caryopses in *Aegilops ovata*. *Planta* 105: 155-164.
- Djabeur A., Kaid-Harche M. & Catesson A.M., 2008. Structure des infrutescences et capacité reproductrice de deux cytotypes de *Lygeum spartum* de l'Ouest algérien. *Ecologia mediterranea* 34: 5-12.
- Do Cao T., Attims Y., Corbineau F. & Côme D., 1978. Germination des graines produites par les plantes de deux lignées d'*Oldenlandia corymbosa* L. (Rubiaceae) cultivées dans des conditions contrôlées. *Physiol. Vég.* 16: 521-531.
- Evenari M., Koller D. & Gutterman Y., 1966. Effects of the environment of the mother plant on germination by control of seed-coat permeability to water in *Ononis sicula* Guss. *Aust. J. Biol. Sci.* 19: 1007-1016.
- Fulbright T.E., Redente E.F. & Wilson A.M., 1983. Germination requirements of green needlegrass (*Stipa viridula* Trin.). *J. Range Manage.* 36: 390-394.
- Gutterman Y., 1985. Flowering, seed development, and the influences during seed maturation on seed germination of annual weeds, In: Duke D.O. (ed.), *Weed Physiology*, CRC Press, Boca Raton, Florida: 1-25.
- Gutterman Y., 1996. Temperatures during storage, light and wetting affecting caryopses germinability of *Schismus arabicus*, a common desert annual grass. *J. Arid Environ.* 33: 73-85.
- Gutterman Y., 2002. *Survival strategies of annual desert plants*. Springer-Verlag, Berlin. 348 p.
- Gutterman Y., Corbineau F. & Côme D., 1996. Dormancy of *Hordeum spontaneum* caryopses from a population of the Negev Desert Highlands. *J. Arid Environ.* 33: 337-345.
- Gutterman Y. & Nevo E., 1994. Temperatures and ecological-genetic differentiation affecting the germination of *Hordeum spontaneum* caryopses harvested from three populations: The Negev Desert and opposing slopes on Mediterranean Mount Carmel. *Isr. J. Plant Sci.* 42: 183-185.
- Hammouda M.A. & Bakr Z.Y., 1969. Some aspects of germination of desert seeds. *Phyton (Austria)* 13: 183-201.
- Harche M., Tollier M., Monties B. & Catesson A.M., 1991. Caractérisation comparée des constituants (polyosides, lignines et acides phénoliques) des parois cellulaires de trois Graminées sub-désertiques pérennes: *Stipa tenacissima* L., *Lygeum spartum* L. et *Aristida pungens* L. *Cell. Chem. Technol.* 25: 11-17.

- Kigel J., 1995. Seed germination in arid and semiarid regions. In: Kigel J., Galili G. (eds), *Seed development and germination*. Marcel Dekker, New York: 645-699.
- Kigel J., Ofir M. & Koller D., 1977. Control of the germination responses of *Amaranthus retroflexus* L. seeds by parental photothermal environment. *J. Exp. Bot.* 28: 11-25.
- Koller D. & Roth N., 1963. Germination-regulating mechanisms in some desert seeds. VII. *Panicum turgidum* (Gramineae). *Isr. J. Bot.* 12: 64-73.
- Le Houérou H.N., 1995. Considérations biogéographiques sur les steppes arides du Nord de l'Afrique. *Sécheresse* 6: 167-182.
- Lenoir C., Corbineau F. & Côme D., 1983. Rôle des glumelles dans la dormance des semences d'orge. *Physiol. Vég.* 21: 633-643.
- Lodge G.M. & Whalley R.D.B., 1981. Establishment of warm- and cool-season native perennial grasses on the north-west slopes of New South Wales. I. Dormancy and germination. *Austr. J. Bot.* 29: 111-119.
- Michel B.E. & Kaufmann, M.R., 1973. The osmotic potential of polyethylene glycol 6000. *Plant Physiol.* 57: 914-916.
- Mott J.J., 1974. Factors affecting seed germination of three annual species from an arid region of Western Australia. *J. Ecol.* 62: 699-709.
- Rollin P., 1972. Phytochrome control of seed germination. In: Mitrakos K., Shrophire W. (eds), *Phytochrome*. Academic Press, London: 229-254.
- Simpson G.M., 1990. *Seed dormancy in grasses*. Cambridge University Press, Cambridge. 297 p.
- White J.J. & Van Auken O.W., 1996. Germination, light requirements and competitive interactions of *Stipa leucotricha* (Graminae). *Southwest Nat.* 41: 27-34.

Phylogenetic relationships and infrageneric classification of *Astragalus tragacantha* L. (Fabaceae), inferred from nuclear ribosomal DNA Internal transcribed spacers data (*nrDNA ITS*)

Position phylogénétique d'Astragalus tragacantha L. (Fabaceae), espèce ouest-méditerranéenne rare, obtenue à partir des séquences des espaceurs transcrits de l'ADN nucléaire ribosomal

Laurent HARDION, Alex BAUMEL*, Pierre-Jean DUMAS, Nathalie DUONG, Laurence AFFRE & Thierry TATONI

Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie (IMEP, UMR-CNRS 6116), Université Paul Cézanne/Aix-Marseille III, Europôle de l'Arbois, bâtiment Villemin, 13545 Aix-en-Provence cedex 04, France.

* alex.baumel@univ-cezanne.fr

Abstract

Astragalus (Fabaceae) is one of the most species rich genera of Angiosperms and is the object of several systematic works. In this study, we produce original molecular data (*nrDNA ITS*) for *Astragalus tragacantha* L. (subgenus *Cercidothrix* Bunge, section *Tragacantha* DC), a rare thorny cushion-forming shrub, occurring in the West Mediterranean basin. Investigation of Genbank nucleotidic sequence database allows us to place this species in the phylogenetic context of its genus. Our analyses show that its relatives do not possess similar morphology. In fact, *A. tragacantha* is clearly separated from most of the thorny cushion-forming astragals as subgenus *Tragacantha* Bunge. Comparison between *A. tragacantha* and relatives of its clade emphasizes this diversity with ecological, morphological and biogeographic characters at an infrageneric scale. This result presents necessity to increase the molecular systematics of species with similar morphology and biogeography.

Résumé

Astragalus (Fabaceae) est un genre complexe à forte richesse spécifique, ce qui lui vaut d'être au centre de nombreux travaux systématiques. Cette étude fournit des séquences nucléotidiques inédites (*ITS nrADN*) d'*Astragalus tragacantha* L. (sous-genre *Cercidothrix* Bunge, section *Tragacantha* DC), une espèce rare en forme de coussinet épineux, présente dans l'ouest du bassin méditerranéen. La consultation des séquences nucléotidiques disponibles sur Genbank nous a permis de définir la place de cette astragale au sein de la phylogénie moléculaire du genre. Au sein du clade contenant les plus proches parents séquencés d'*A. tragacantha*, nous observons une forte diversité des caractères morphologiques, écologiques et biogéographiques. De plus, *A. tragacantha* est nettement séparée du clade contenant la plupart des astragales épineuses déjà séquencées (majoritairement du sous-genre *Tragacantha* Bunge). Cette étude appuie la pertinence de l'outil moléculaire pour la systématique du genre *Astragalus*, notamment pour des espèces proches sur le plan de la morphologie et de la biogéographie.

Keywords: *Astragalus tragacantha*, Mediterranean species, homoplasmy, phylogeny, taxa comparison, thorny cushion-forming.

Mots clés : *Astragalus tragacantha*, coussinets épineux, comparaison entre taxons, espèces méditerranéennes, homoplasie, phylogénie.

Introduction

With about 3000 species divided into 245 taxonomic sections, *Astragalus* L. (Fabaceae) can be considered as the largest genus of flowering plants (Podlech 1998). This genus mainly present in Northern hemisphere, shows several diversity poles as Western-North America (400 spp.), the Andes (100 spp.), and the rich South-Western and Sino-Himalayan regions of Asia (1500-2000 spp.), supposed to be the geographic origin of *Astragalus* (Wojciechowski 2005). This genus also occurs in the Mediterranean Basin under different forms and ecological conditions (Podlech 2008). Within the Western part of the basin most of taxa are only European species and among them, *Astragalus tragacantha* L. (syn. *A. masiliensis* Miller) shows unusual particularities (Podlech 1999). This shrub is a thorny cushion plant with spiny rachises which persist after leaflets fall to reduce transpiration. It is a member of subgenus *Cercidothrix* Bunge (section *Tragacantha* DC). However, majority of thorny cushion taxa belong to subgenus *Tragacantha* Bunge, some of which are found in Europe and majority are in South-Western Asia and Sino-Himalayan region (Tutin *et al.* 1968). Moreover, this species is a protected rare West-Mediterranean endemic with a fragmented distribution, partly depending on its ecology, from Portugal to Italy, Corsica and Sardinia included (Valsecchi 1994). This species takes refuge nearby the seashore, up to 300 meters of altitude, on rocky soils or sands, where strong winds favor prostrate plants. Other West Mediterranean astragals of section *Tragacantha* with similar morphological characters seem to be close parents of *A. tragacantha* (Nimis 1981). They are located on Mediterranean islands (Balears, Corsica, and Sardinia) or in Southern Europe. But contrary to *A. tragacantha*, they are orophyte species (Bacchetta & Brulo 2006).

Several systematic studies have been carried out on this genus (Bunge 1868; Barneby 1964; Podlech 1982), but the difficulty of finding discriminant morphological characters for anatomic classifications makes it perilous and unstable (Podlech 1986). Indeed, more recent studies based on phylogenetic analyses have shown that many taxonomical units are paraphyletic (Wojciechowski *et al.* 1999; Kazempour Osaloo *et al.* 2003). Thus, a molecular phylogenetic approach is necessary to improve the systematic of *A. tragacantha*.

Molecular works have been undertaken for more than a decade on genus *Astragalus* (Wojciechowski *et al.* 1999; Kazempour Osaloo *et al.* 2005) and an important collection of nucleotidic sequences have been constituted in GenBank data base. Our objective consists of positioning *A. tragacantha* into a generic phylogeny based on nuclear ribosomal DNA (*nrDNA*) internal transcribed spacers (*ITS*). Additionally, this study further compare *A. tragacantha* to its relative species on a set of biological characters available from literature.

Material and methods

Taxon sampling

For the present analysis, *Astragalus tragacantha* was sequenced from six samples for *nrDNA ITS*, four coming from coastline near Marseille, and two from South Corsica, near Bonifacio (appendix 1). Other *ITS* sequences were obtained from GenBank, and chosen to represent at best phylogenies already built (Wojciechowski *et al.* 1999; Kazempour Osaloo *et al.* 2003), with respect for clades defined by Wojciechowski *et al.* (1999). A part of taxon sampling was taken from sequences mostly similar to *A. tragacantha* *ITS* according to a BLAST analysis. Finally 49 *nrDNA ITS* sequences of *Astragalus* were used to build a phylogeny of this genus. GenBank accession numbers of these sequences are referred in appendices 1 and 2. Considering that most of astragal subgenera and sections based on anatomic characters are paraphyletic (Kazempour Osaloo *et al.* 2003), this study limits their use or cites Maassoumi modified taxonomy (Maassoumi 1998).

DNA extraction, PCR and DNA sequencing

Leaves and stems of *A. tragacantha* were dried with silica gel and ground in liquid nitrogen before performing DNA extraction. Total DNA was extracted and precipitated in a 0.6 M Sodium acetate ethyl alcohol solution and washed with 70% ethyl alcohol before being resuspended in pure H₂O. The internally transcribed spacer 1, the 5.8S gene and the internally transcribed spacer 2 were amplified with primers ITS1 (TCCGTAGGTGAACCTGCGG) and ITS4 (TCCTCCGCT-TATTGATATGC). PCRs were carried out in

Appendix 1 – Subgenus, sections, geographic origins, voucher accessions and GenBank accession numbers of ITS sequences for species of Clade C.

Species	Subgenus	Section	Geographic origin; Voucher accession	Genbank accession
<i>A. tragacantha</i> Ga1	<i>Cercidothrix</i>	<i>Tragacantha</i>	Coastline, Frioul Island, Marseille, France; FRI2	GU223897
<i>A. tragacantha</i> Ga2	<i>Cercidothrix</i>	<i>Tragacantha</i>	Coastline, Frioul Island, Marseille, France; FRI5	GU223898
<i>A. tragacantha</i> Ga3	<i>Cercidothrix</i>	<i>Tragacantha</i>	Coastline, Cap Sicié, Var, France; AMP2	GU223899
<i>A. tragacantha</i> Ga4	<i>Cercidothrix</i>	<i>Tragacantha</i>	Coastline, Marseilleveyre, Marseille, France; MSV3	GU223900
<i>A. tragacantha</i> Co1 (<i>A. trag. ssp. terraccianoii</i>)	<i>Cercidothrix</i>	<i>Tragacantha</i>	Coastline, Pertusiano, Bonifacio, Corse; PER5	GU223901
<i>A. tragacantha</i> Co2 (<i>A. trag. ssp. terraccianoii</i>)	<i>Cercidothrix</i>	<i>Tragacantha</i>	Coastline, Pertusiano, Bonifacio Corse; PER12	GU223902
<i>A. fragrans</i>	<i>Cercidothrix</i>	<i>Acmothrix</i>	Iran; Maassoumi & Abouhamzeh 56916 (TARI)	AB051967
<i>A. odoratus</i>	<i>Cercidothrix</i>	<i>Uliginosi</i>	Iran; Mozaffarian 64537 (TARI)	AB051968
<i>A. uliginosus</i>	<i>Cercidothrix</i>	<i>Uliginosi</i>	China; NHQ124	EF685970
<i>A. falcatus</i>	<i>Cercidothrix</i>	<i>Uliginosi</i>	USA, CO, Boulder Co.; Weber 15359	U50488, U50489
<i>A. oreganus</i>	<i>Cercidothrix</i>	<i>Uliginosi</i>	USA, MT, Carbon Co.; McCarthy 107	AF121687
<i>A. canadensis</i> var. <i>brevidens</i>	<i>Cercidothrix</i>	<i>Uliginosi</i>	USA, NV, Nye Co.; W & S 133	U50496, U50497
<i>A. cymbicarpus</i>	<i>Trimeniaeus</i>	<i>Bucerates</i>	Spain; USDA 318945, W & S 410	AF121678
<i>A. hamosus</i>	<i>Trimeniaeus</i>	<i>Bucerates</i>	Iran; Maassoumi 47586 (TARI)	AB051936
<i>A. edulis</i>	<i>Trimeniaeus</i>	<i>Bucerates</i>	Israel; USDA 244273, W & S 293	AF121677
<i>A. boeticus</i>	<i>Trimeniaeus</i>	<i>Cyamodes</i>	France; USDA 414243, W & S 300	AF121679
<i>A. glycyphyllus</i>	<i>Phaca</i>	<i>Glycyphyllus</i>	Iran; Assadi & Sardabi 24090 (TARI)	AB051941
<i>A. depressus</i>	<i>Phaca</i>	<i>Tapinodes</i>	Germany; Podlech 39745 (TARI)	AB231147

100 µl volume containing 10 mM TrisHCL (pH 9), 50mM KCl, 1.75mM MgCl₂, 0.6 mg/ml BSA, 0.1% Triton X100, 0.2mM of each primer, 0.4 mM dNTPs, 5 U Taq (Taq CORE Kit, Q-BIOgene) and 4 µl of DNA template at a concentration ranging from 126 to 740 ng/ml. The PCR program was: 2 minutes at 94 °C, followed by 30 cycles (45 seconds at 94 °C, 45 seconds at 48 °C and 2 minutes at 72 °C), ending with 5 minutes at 72 °C. PCR products were directly sequenced by AGOWA services. Sequences were carefully checked on chromatograms with the MEGA 4 software program (Tamura *et al.* 2007).

Phylogenetic analyses

Sequences were aligned by using ClustalW software (Thompson *et al.* 1994) implemented in Mega 4.0. Alignments were refined manually and each sequence required introduction of numerous single and multibase gaps, especially with out-group. Neighbor-joining (NJ) tree was built in Mega 4.0 based on Kimura 2-parameter distances (Kimura 1980). Gaps/missing data were treated with pairwise deletion option. To quantify the support of clades, bootstrap values were calculated from 5000 replicate analyses. Parsimony analyses were performed with PAUP*4 (Swofford 2002). Heuristic search were used to analyze the 49 taxa. Based on previous

Appendix 2 – GenBank accession numbers of ITS sequences for NJ tree, out of Clade C.

<i>A. williamsii</i>	AF121685	<i>A. patagonicus</i>	AF121746
<i>A. australis</i>	AF121686	<i>A. arizonicus</i>	AF121690
<i>A. siliquosus</i>	AB051940	<i>A. chinensis</i>	FJ980292
<i>A. sinicus</i>	AB051965	<i>A. vulcanicus</i>	AB051960
<i>A. complanatus</i>	EU591995	<i>A. alopecias</i>	AB051949
<i>A. alpinus</i>	L10760	<i>A. jessenii</i>	AB051950
<i>A. lamprocarpus</i>	AB052015	<i>A. kirrindicus</i>	AB051951
<i>A. brachycalyx</i>	AB052026	<i>A. tawilicus</i>	AB051948
<i>A. compactus</i>	AB231136	<i>A. dictyolobus</i>	AB051947
<i>A. cicer</i>	AB231110	<i>A. yatungensis</i>	AF521955
<i>A. pulchellus</i>	L10786	<i>A. epiglottis</i>	AB051910
<i>A. glaux</i>	AB231111	<i>Lessertia herbacea</i>	AF121753
<i>A. austriacus</i>	AB231094	<i>Oxytropis aucherii</i>	AB051908
<i>A. echinatus</i>	AB051938	<i>Oxytropis splendens</i>	AF121761
<i>A. oophorus</i>	AB051993	<i>Melilotus alba</i>	DQ006009

studies, *Melilotus alba* was used arbitrarily as out-group (Wojciechowski 2005). Parameters of the search were the following: start = step-wise, addseq = random, nreps = 1000, randomize = addseq, swap = tbr, multrees = yes. An exhaustive search using branch and bound method was conducted on a subset of taxa related to *Astragalus tragacantha*, following the default parameters of PAUP 4. For both searches, constant and uninformative characters on one hand, and gaps/missing data on the other hand were removed from the data matrix. Support for the different clades was tested by bootstrap analysis (5000 replicates using heuristic search).

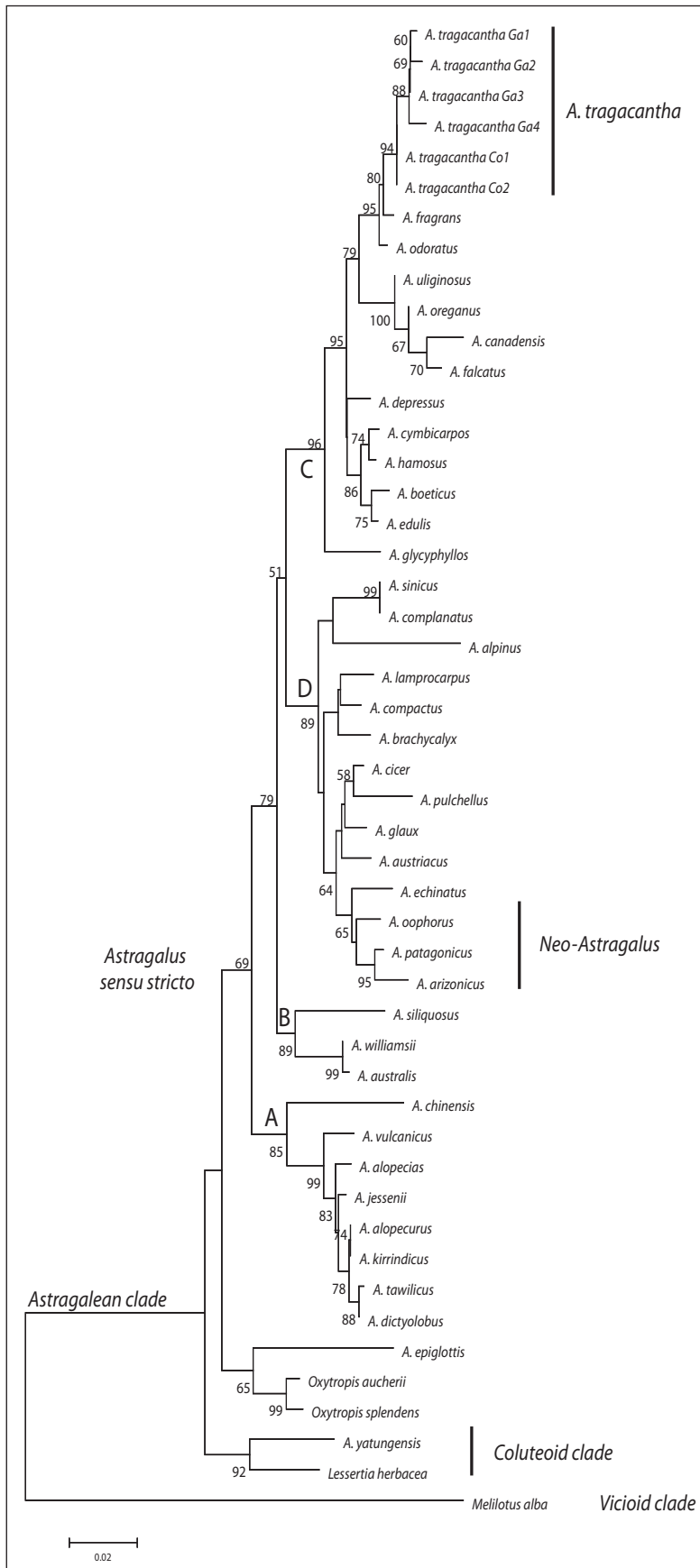


Figure 1 – Neighbor-joining distance tree based on a matrix of 49 nrDNA ITS sequences. Branch lengths are proportional to distances estimated from Kimura two-parameter distance. Numbers are bootstrap values for 5000 replicates (values below 50% not indicated). Clades are identified by letters based on previous molecular studies (Wojciechowski et al. 1999; Kazempour Osaloo et al. 2005).

Comparative analysis

In order to compare *Astragalus tragacantha* to its nearest relatives according to our phylogenetic results, different comparative characters were chosen due to their pertinence to separate or gather at best studied taxa. In accordance with Podlech, pubescence (Podlech 1982) and life cycle (Podlech 1991) can be discriminatory criteria for *Astragalus* phylogenies based on morphological characters. Wojciechowski et al. (1993) observe correlation between some clades and chromosome numbers. Pod length is a morphological character available from literature for many species and linked to reproduction. Lastly, habitat, distribution, and altitude are ecological and biogeographical criteria which illustrate the repartition of these astragals.

Results

Including total gaps, length of the aligned sequences measure 614 bp. This data set contains 223 variable sites. At an interspecific level, and excluding out-group, the maximum pairwise P distance (% of nucleotidic differences) is located between *Astragalus epiglottis* and *A. edulis* (11.3%) and the minimum between *A. complanatus* and *A. sinicus* (0%). The average overall pairwise distance is 7.6%. The maximum parsimony and the neighbor joining (NJ) methods produce similar phylogenies, and weak dissimilarities between them are not significant for our study. Therefore we show only the NJ tree (Figure 1). Coluteoid clade (with *A. yitungensis*), a robust gathering of different species, and *Oxytropis* (associated with *A. epiglottis*) are located into the Astragalean clade, next to *Astragalus sensu stricto*, which contains four well supported clades: A (bootstrap value of 85%), B (89%), C (96%) and D (89%). The six sequences of *Astragalus tragacantha* are closely gathered in clade C, with twelve other non-thorny species, and one of them, *Astragalus glycyphyllos*, is firmly attached to the base of clade.

The MP tree (Figure 2) was performed using a matrix of 18 sequences with a length of 418 bp. Because it does not contain any parsimonious sites, the 5.8 S region was deleted for these analyses. In this data set, 28 sites were parsimoniously informative. Branch and

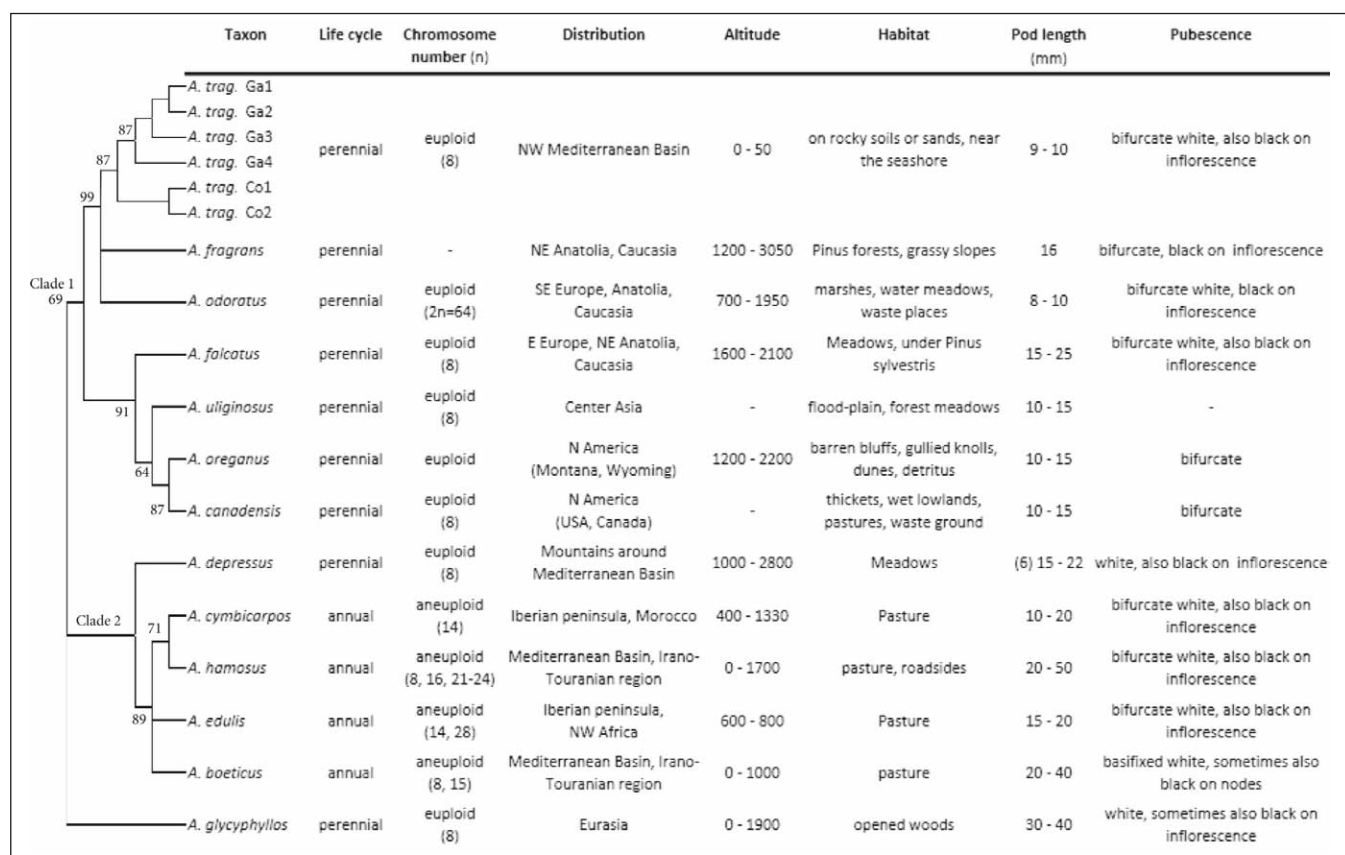


Figure 2 – Strict consensus of 8 most parsimonious trees based on a matrix of 18 nrDNA ITS sequences. Numbers are bootstrap values for replicate analyses (values < 50% not indicated). Clades are identified by letters based on previous molecular studies (Wojciechowski et al., 1999; Kazempour Osaloo et al., 2005). Taxonomy, GenBank accession numbers and sample origin are mentioned in appendix 2. Species information are based on different flora (Tutin et al. 1968; Podlech 1999; Davis 1970), and on the two following websites: http://loco.biosci.arizona.edu/astragalus/astragalus_home.htm. Website for *Astragalus* (Hu J-M., Sanderson M. & Wojciechowski M.), <http://www.ildis.org/International Legume Database & Information Service website>.

bound search (gaps, constant and uninformative characters excluded) generated 8 equally most parsimonious trees of 58 steps (CI = 0.914; RI = 0.943). The resulting strict consensus tree shows that *Astragalus tragacantha* sequences gather in a monophyletic clade, closely related to *Astragalus fragrans* and *Astragalus odoratus*, two herbaceous perennial species without spines, occurring around the Southern border between Europe and Asia (Anatolia, Caucasia) (Table 1).

Other astragals of clade C occur in different areas of North Hemisphere (Europe, Asia and America). If we consider the node gathering *A. depressus* with annual species as not robust (bootstrap value < 50%), only chromosome number and annual/perennial life cycle seem to be clearly discriminant characters (Figure 2). All these astragals possess bifurcate hairs, excepted *Astragalus boeticus*. Ecology, altitude and pod length do not show a marked cutting in phylogeny.

Table 1 – Values of P distances between *Astragalus tragacantha* (*A. trag.*) and their nearest relatives, calculated using pairwise deletion option.

	<i>A. trag.</i> Ga1	<i>A. trag.</i> Ga2	<i>A. trag.</i> Ga3	<i>A. trag.</i> Ga4	<i>A. trag.</i> Co1	<i>A. trag.</i> Co2	<i>A. fragrans</i>	<i>A. odoratus</i>
<i>A. trag.</i> Ga1	-							
<i>A. trag.</i> Ga2	0,008	-						
<i>A. trag.</i> Ga3	0,003	0,006	-					
<i>A. trag.</i> Ga4	0,008	0,011	0,006	-				
<i>A. trag.</i> Co1	0,008	0,011	0,006	0,011	-			
<i>A. trag.</i> Co2	0,008	0,011	0,006	0,011	0,000	-		
<i>A. fragrans</i>	0,017	0,019	0,014	0,019	0,008	0,008	-	
<i>A. odoratus</i>	0,017	0,019	0,014	0,019	0,008	0,008	0,006	-

Discussion

Astragal phylogenies and *Astragalus tragacantha* place

The *nrDNA ITS* phylogeny presented here supports the existence of four clades within *Astragalus sensu stricto*. This phylogeny is congruent with former molecular works on astragals (Wojciechowski *et al.* 1999; Kazempour Osaloo *et al.* 2005), and few dissimilarities have been noticed, most of them corresponding to nodes supported by weak bootstrap value. In order to clarify our work, we re-use well supported clade letters from these previous studies. All these groups contain astragals of different sub-genera and sections. Clade A is the most basal of *Astragalus sensu stricto*. It gathers particularly species of subgenera *Calycophysa* (e.g. *Astragalus alopecurus*) and *Phaca* (e.g. *A. vulcanicus*). Based on its composition in previous molecular studies (Kazempour Osaloo *et al.* 2003), Clade B is poorly represented here because its resolution is not important for our objectives. *Astragalus tragacantha* is located in the clade C with twelve other species of three different subgenera (*Cercidothrix*, *Trimeniaeus* and *Phaca*). This place is confirmed by sequencing of the chloroplast *ndhF* gene (data not shown). *Astragalus glycyphyllos*, a widely distributed Eurasian species, takes place at the basis of this clade, strongly supported by bootstrap value (96%). Lastly, clade D, the most sampled and studied (Wojciechowski *et al.* 1999; Kazempour Osaloo *et al.* 2005), includes the monophyletic group of Neo-Astragalus which are New World aneuploid astragals, and most of thorny astragals representing subgenus *Tragacantha* (represented here by *A. brachycalyx* and *A. compactus*) and some species of other subgenera (presented here by *A. lamprocarpus* belonging to the subgenus *Phaca*).

MP tree and comparison between *Astragalus tragacantha* and its relatives

The strict consensus MP tree based on the 18 sequences of the clade C shows high bootstrap values. First, *Astragalus tragacantha* sequences gather in a monophyletic clade, continental and Corsican samples forming two well supported subclades. This phylogenetic pattern involves a rather ancient occur-

rence of this species in Corsica and supports the existence of *A. tragacantha* ssp. *terraccianoii* (Valsecchi 1994), a Corsican endemic subspecies. Seed dispersal system of *A. tragacantha* is mainly barochoric, and thus seems to not allow long distance dispersion. Moreover, preliminary molecular dating analysis using PATHd8 (Britton *et al.* 2007) and calibrated upon estimated ages of astragal clades (Wojciechowski 2005) indicate that divergences within the clade formed by *A. tragacantha*, *A. fragrans* and *A. odoratus* would date from Quaternary (analysis not shown). This result should be tested by molecular dating methods combining numerous genes. *Astragalus fragrans* and *A. odoratus*, the closest relatives of *A. tragacantha* in this study, possess a clearly different architecture from a thorny cushion. These perennial herbaceous species have no spines and occur around the Southern border between Europe and Asia (Anatolia, Caucasia), in altitude between 1200-3050 m and 700-1950 m respectively (Davis 1970). Other species of clade C show a wide distribution through Northern Hemisphere. In fact, even though *Astragalus falcatulus* occurs in the same zone that the three precedent species, *A. uliginosus* is localized in Central Asia and *A. canadensis* and *A. oreganus* are confined in North America. These two latter species correspond to another colonization of North America, different from that of Neo-Astragalus, an aneuploid group constituted by most astragals of this continent. Wojciechowski *et al.* (1999) supposes a more recent migration than Neo-Astragalus, via a Behring land bridge. The wide distribution and variation of clade 1 taxa (Figure 2) illustrates the rapid spread and adaptive radiation of astragals on a global scale as mentioned by Wojciechowski (2005). *Astragalus tragacantha* seems to be the only one living at very low altitude, near the seashore. Its characteristics, compared to its non-thorny relatives, could be explained by adaptation to a stressing habitat. Among characters investigated here we note that all members of clade 1 are euploid, like the majority of Old World astragals, and perennial. These two criteria distinguish clearly them from clade 2, which includes only annual aneuploid astragals of subgenus *Trimeniaeus* occurred in Mediterranean Basin. This pattern is a second particularity for clade C because majority of aneuploid astragals are Neo-Astragalus occurring in America (Wojciechowski *et al.* 1993). Lastly, *Astragalus glycyphyllos* (out-group), a peren-

nial herb widely spread in Eurasia, takes an obvious basal place, while *Astragalus depressus*, an astragal confined on mountains around Mediterranean Basin, is located between clade 2 and the base of the MP tree, supported by a poor bootstrap value.

Homoplasy of thorny cushion-form in Mediterranean Astragals

The NJ phylogeny positions the West Mediterranean *Astragalus tragacantha* in clade C (Figure 1), clearly separated from clade D which includes most of the thorny astragals (such as all sampled astragals of subgenus *Tragacantha* and some species of other subgenera). In fact, recently, morphological (Zarre & Podlech 1997) and then molecular analyses (Kazempour Osaloo *et al.* 2003) have allowed gathering many spiny astragals, previously separated in different subgenera. But the absence of *A. tragacantha* in clade D is an evidence of homoplasy for this character. The thorny cushion-forming is an adapted structure to aridity and strong winds of North-West Mediterranean coasts but also of Mediterranean mountains. This form exists in other astragals of the same section (*Tragacantha* DC of subgenus *Cercidothrix* Bunge) as *A. genargenteus*, *A. gennarii*, *A. greuteri* and *A. sirinicus* which are West Mediterranean orophytes and *A. angustifolius*, a South-East European orophyte (Bacchetta & Brullo 2006), but none of these orophytes have been sequenced for nrDNA ITS. Their geographic proximity, their morphological similarities and their belonging to section *Tragacantha* are serious points underlining their probable close phylogenetic relationship with *A. tragacantha*. Knowing that South-Western and Sino-Himalayan regions of Asia are supposed to be the geographic origin of *Astragalus* genus, a scenario of differentiation from Eastern to Western Europe can be assumed (Nimis 1981).

Based on these observations, no decisive conclusions can be proposed on *Astragalus tragacantha* history or homology with its closest relatives. In order to set robust hypothesis about evolution and history of *Astragalus tragacantha*, more taxa from clade C (Figure 1) must be sampled. Further steps of sampling should focus on other species of section *Tragacantha* as *A. balearicus*, *A. genargenteus*, *A. sirinicus*, *A. gennarii*, *A. greuteri* and *A. angustifolius*.

Acknowledgments

The authors thank Martin Wojciechowski for answering to our questions on a genus widely studied by his works, Pr Akhiani to have provided us study elements about *Astragalus*, the Corsican Environment Office to have allowed us to sample in Corsica, and the Marseille municipality which grant funds to this study. Lastly, the authors would like to acknowledge the anonymous reviewer of this publication and Dr Ong'amo for helpful comments on the manuscript.

References

- Bacchetta G. & Brullo S., 2006. Taxonomic revision of the *Astragalus genargenteus* complex (Fabaceae). *Willdenowia*, 36: 157-167.
- Barneby R., 1964. Atlas of North American *Astragalus*. *Memoirs of The New York Botanical Garden*, 13: 1-1188.
- Britton T., Anderson C.L., Jacquet D., Lundqvist S. & Bremer K., 2007. Estimating divergence times in large phylogenetic trees. *Systematic Biology*, 56: 741-752.
- Bunge A., 1868. Generis *Astragali* species Gerontogaeae. Pars prior. Claves diagnosticae. *Mémoires de l'Académie Impériale des Sciences de St. Pétersbourg* 11 (16): 1-140.
- Davis P.H., 1970. *Flora of Turkey and the East Aegean Islands*. Vol. 3, University Press, Edinburgh, 628 p.
- Kazempour Osaloo S., Maassoumi A.A. & Murakami N., 2003. Molecular systematics of the genus *Astragalus* L. (Fabaceae): phylogenetic analyses of nuclear ribosomal DNA internal transcribed spacers and chloroplast gene *ndhF* sequences. *Plant Systematics and Evolution* 242: 1-32.
- Kazempour Osaloo S., Maassoumi A.A. & Murakami N., 2005. Molecular systematic of the Old World *Astragalus* (Fabaceae) as inferred from nrDNA ITS sequence data. *Brittonia* 57: 367-381.
- Kimura M., 1980. A simple method for estimating evolutionary rate of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. *Journal of Molecular Evolution* 16: 11-120.
- Maassoumi A.A., 1998. *Astragalus* in the Old World, Check-List. Research Institute of Forests and Rangeland, Tehran.
- Nimis P.L., 1981. The thorny-cushions vegetation in Mediterranean Italy. Phytogeographical problems. Actas III optima. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 37 (2): 339-351.
- Podlech D., 1982. Neue Aspekte zur Evolution und Gliederung der Gattung *Astragalus* L. *Mitteilungen der Botanischen Staatssammlung München* 18: 359-378.
- Podlech D., 1986. Taxonomic and phytogeographical problems in *Astragalus* of the Old World and South-West Asia. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh* 89B: 37-43.
- Podlech D., 1991. The systematics of the annual species of the genus *Astragalus* L. (Leguminosae). *Flora et Vegetatio Mundi* 9: 1-8.

- Podlech D., 1998. Phylogeny and progression of characters in Old World *Astragali* (Leguminosae). Pages 405-407. In: A. Zhang & S. Wu, editors. *Floristic characteristics and diversity of East Asian plants*. China Higher Education Press, Beijing: 405-407.
- Podlech D., 1999. *Astragalus* L. In: *Flora Iberica*. Vol. VII (I), Leguminosae. (Ed.: Castroviejo S). Madrid: Real Jardín Botánico, CSIC, 578 p.
- Podlech D., 2008. The genus *Astragalus* L. (Fabaceae) in Europe with exclusion of the former Soviet Union. *Feddes Repertorium*, 119: 310-387.
- Swofford D.L., 2002. PAUP*. Phylogenetic analysis using parsimony (*and other methods). Version 4. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Tamura K., Dudley J., Nei M. & Kumar S., 2007. MEGA4: Molecular Evolutionary Genetics Analysis (MEGA) Software Version 4.0. *Molecular Biology Evolution* 24: 1596-1599.
- Thompson J.D., Higgins D.G. & Gibson T.J., 1994. CLUSTAL W: improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, position-specific gap penalties and weight matrix choice. *Nucleic Acids Research* 22: 4673-4680.
- Tutin T.G., Heywood V.H., Burges N.A., Moore D.M., Valentine D.H., Walters S.M. & Webb D.A., 1968. *Flora Europaea*. Vol. 2, Rosaceae to Umbelliferae. Cambridge University Press, 470 p.
- Valsecchi F., 1994. Sul complesso *Astragalus tragacantha* L. (Leguminosae) nel Mediterraneo. Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale dell'Università Via Muroni 25, I-07100 Sassari. *Webbia* 49: 31-41.
- Wojciechowski M.F., Sanderson M.J., Baldwin B.G. & Donoghue M.J., 1993. Monophyly of aneuploid *Astragalus* (Fabaceae): evidence from nuclear ribosomal DNA internal transcribed spacer sequences. *American Journal of Botany* 80: 711-722.
- Wojciechowski M.F., Sanderson M.J. & Hu J.M., 1999. Evidence on the monophyly of *Astragalus* (Fabaceae) and its major subgroups based on nuclear ribosomal DNA ITS and chloroplast DNA *trnL* intron data. *Systematic Botany* 24: 409-437.
- Wojciechowski M.F., 2005. *Astragalus* (Fabaceae): A molecular phylogenetic perspective. *Brittonia* 54: 382-396.
- Zarre Sh, Podlech M. & D., 1997. Problems in the taxonomy of tragacanthic *Astragalus*. *Sendtnera* 4: 243-250.

Biométrie des tourterelles des bois *Streptopelia turtur* dans le sud du Maroc (région de Taroudant)

*Biometrics of Turtle doves Streptopelia turtur
in the South of Morocco (Taroudant region)*

Saâd HANANE

Adresse postale : Centre de recherche forestière,
avenue Omar Ibn El Khattab, BP 763, Rabat-Agdal, Maroc ;
e-mail : sd_hne@yahoo.fr

Résumé

Bien que la tourterelle des bois soit l'une des espèces gibiers les plus répandues au Maroc, les données sur sa biométrie sont quasi inexistantes. Ce travail, menée lors de l'exercice de la chasse au titre de l'année 2009 (26 juin-3 août) dans la région de Taroudant, a pour objectifs de produire des données sur la morphométrie des tourterelles des bois et de confirmer la présence, en période de reproduction, de la sous-espèce *Streptopelia turtur arenicola* dans le sud marocain.

Un total de 132 oiseaux chassés a été mesuré. Les mesures (longueur tête-bec, longueur du culmen, longueur de l'aile pliée, longueur du tarse, longueur de la queue et longueur du corps) ont été prises en tenant compte de l'âge (60 jeunes et 72 adultes) et du sexe (uniquement pour les adultes : 42 mâles et 30 femelles). Le traitement statistique (test paramétrique de Student) des données a montré que les jeunes sont plus petits que les adultes et que les mâles adultes sont plus grands que les femelles excepté pour les mesures des longueurs du culmen et du tarse où les différences sont non significatives. La grande similitude des présentes données biométriques avec les données bibliographiques disponibles confirme la présence de la sous-espèce *S.t. arenicola* dans cette région du sud du Maroc.

Abstract

Although turtle dove is one of the most common game species in Morocco, no biometric data was yet available. This work, carried out

during hunting period in 2009 (June 26-August 3) in Taroudant region, aims to produce Turtle dove morphometrics data and to confirm the presence, in breeding period, of the subspecies *Streptopelia turtur arenicola* in the south of Morocco. A total of 132 killed birds were measured. Measurements (head-nozzle, culmen, wing, tarsus, tail and body lengths) were collected by taking in account the age (60 juveniles and 72 adults) and the sex (only for the adults: 42 males and 30 females). The statistical analysis showed that the juveniles were smaller than the adults and that the male adults were larger than the females except for culmen and tarsus lengths which the differences were not significant. The great similarity of our biometric results with the available bibliographical data confirms the presence of the *S.t. arenicola* subspecies in this area in the south of Morocco.

Introduction

Au Maroc, la tourterelle des bois *Streptopelia turtur* est un migrateur nicheur qui est distribué sur une grande surface du territoire national de l'extrême Nord jusqu'aux palmeraies du Sud et de la plage blanche (moyen Draâ) jusqu'au Sud-Est saharien (région de Figuig) (Thévenot *et al.* 2003). Dans le pays et bien que les tourterelles sont très largement distribuées avec d'importantes densités des nids (Barreau & Bergier 2000-2001 ; Hanane

Mots clés : Tourterelle des bois, *Streptopelia turtur arenicola*, mesures biométriques, sud du Maroc, région de Taroudant.

Keywords: Turtle dove, *Streptopelia turtur arenicola*, biometrics measurements, south of Morocco, Taroudant region.

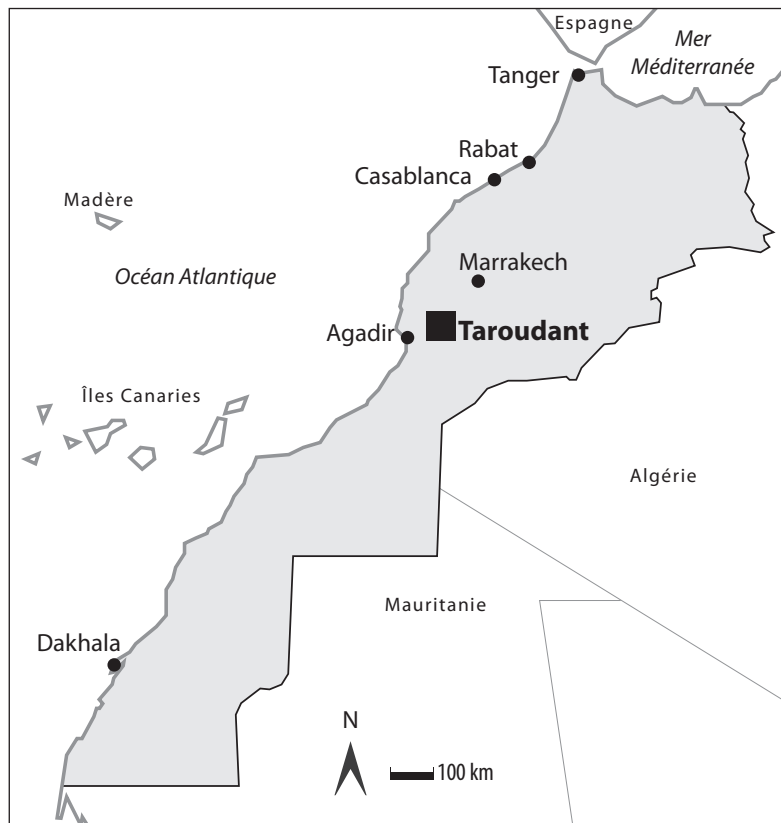


Figure 1 – Localisation géographique de la région de Taroudant (sud du Maroc).

Figure 1 – Map showing the geographic location of study site in the South of Morocco (Taroudant region).

& Maghnouj 2005), les études se rapportant à leurs morphométries sont inexistantes. La bibliographie a toujours évoqué l'existence d'un double statut de la population marocaine : nicheuse (*Streptopelia turtur arenicola*) et migratrice (*Streptopelia turtur turtur*) (Morel, 1985). Les données bibliographiques sur la biométrie des quatre sous-espèces de tourterelles des bois sont extrêmement rares, fragmentaires et incomplètes. L'objectif principal de cette étude est, d'une part, d'apporter plus d'informations sur la biométrie de l'espèce et de confirmer, d'autre part, *via* les mesures biométriques, la présence effective de la sous-espèce nicheuse *S.t. arenicola* dans la région d'étude. Ces mesures vont aussi permettre de savoir si des variations biométriques existent entre les classes d'âge et les deux sexes.

Matériels et méthodes

Région d'étude

L'étude a été effectuée dans la région de Taroudant (30° 28' N-8° 52' W) qui est située dans la vallée du Souss. Cette dernière est entourée par deux chaînes de montagnes : le Haut Atlas au nord et à l'est et l'Anti-Atlas au sud ; à l'ouest, la plaine s'ouvre sur l'Atlantique. Cette vallée fertile est traversée par l'oued Souss. Dans cette zone, le climat est aride à hiver chaud (Office régional de mise en valeur agricole du Souss). Le couvert forestier est marqué par une Arganeraie *Argania spinosa* bien étendue et plus ou moins dense. L'arboriculture fruitière est dominée par les vergers d'oliviers et d'agrumes principalement localisés le long de l'oued Souss en direction de Ouled Berhil vers l'est.

Méthodes

Mensurations

Les tourterelles des bois mesurées ont été récupérées lors de l'exercice de la chasse au titre de l'année 2009 (26 juin-3 août). 132 oiseaux ont été mesurés : la première série le 26 juin 2009 et la seconde le 19 juillet 2009. Elles ont concerné : la longueur tête-bec (LTB, $\pm 0,5$ mm), la longueur de l'aile pliée (LAP, $\pm 0,5$ mm), la longueur de la queue (LQ, $\pm 0,5$ mm), la longueur du corps (LC, $\pm 0,5$ mm), la longueur du tarse (TS, $\pm 0,1$ mm) et la longueur du bec (CUL, $\pm 0,1$ mm). Les mesures ont été faites les jours mêmes des prélèvements par une seule et même personne (SH), comme recommandée par Svensson (1998). Les mesures des longueurs des ailes pliées ont été réalisées à l'aide d'une règle métallique à butée ($\pm 0,5$ mm) ; l'articulation de l'aile étant bien poussée contre la butée, la lecture se fait à l'extrémité de la plus longue rémige. Les longueurs des queues et des corps ont été respectivement faites par deux règles en acier flexibles, sans butée, de 20 cm et 40 cm. Le reste des mesures ont été effectuées par un pied à coulisse électronique.

Détermination de l'âge et du sexe

L'âge des oiseaux a été défini en tenant compte de la présence ou de l'absence de

damier (raies blanches et noires) au niveau des cous des tourterelles et de la couleur de leur iris. Ainsi, deux classes d'âge ont été distinguées : les jeunes de l'année qui sont reconnus par l'absence total de damier ou le début de son émancipation (Cramp 1985 ; Saenz de Buruaga *et al.* 1991 ; Guttierrez 2001) et à la couleur marron de leur iris et les adultes qui ont un damier complet et la couleur rouge de l'iris. Le sexage des oiseaux n'a pu se faire que sur les adultes en pratiquant une dissection. Les mâles sont reconnus à la présence de deux masses testiculaires blanchâtres, bien visibles, situés au niveau des lobes antérieurs des reins, alors que les femelles ont été déterminées par la présence d'œufs, jaune-orangé, de plus au moins grande taille dans l'oviducte (canal de Müller).

Traitements statistiques

Les variables analysées suivent toutes une distribution normale (test de Kolmogorov-Smirnov) et le critère d'homogénéité des variances (homoscédasticité ; test de Lévène avec $P > 0,05$) a été satisfait. Le test paramétrique de Student (test-t) a donc été choisi pour effectuer les comparaisons, deux à deux, des moyennes : jeune *vs* adulte et mâle *vs* femelle. Le coefficient de Pearson a été utilisé pour connaître si des corrélations existent entre les différentes variables. Les valeurs de $P < 0,05$ ont été considérées comme significatives. Les analyses statistiques ont toutes été réalisées par SPSS version 11.5.

Résultats

Biométrie des tourterelles des bois

Les résultats des mesures prises sur les tourterelles chassées sont présentés dans le tableau 1. La comparaison des moyennes des six mesures biométriques a montré l'existence d'une différence significative entre les jeunes et les adultes et entre les mâles et les femelles chez cette dernière catégorie. En effet, les adultes sont plus grands que les jeunes (Test-t : LTB, $t_{1,126} = -4,013$, $P = 0,001$; CUL, $t_{1,126} = -2,71$, $P = 0,029$; LAP, $t_{1,126} = -5,78$, $P < 0,001$; TS, $-2,41$, $P = 0,031$; LQ, $t_{1,126} = -9,83$, $P < 0,001$; LC, $t_{1,126} = -10,60$, $P < 0,001$), alors que les mâles le sont aussi par comparaison aux femelles (Test-t : LTB, $t_{1,70} = 2,14$, $P = 0,039$; LAP, $t_{1,70} = 2,24$, $P = 0,04$; LQ, $t_{1,70} = 3,78$, $P = 0,001$ et LC, $t_{1,70} = 2,78$, $P = 0,015$) excepté pour les mesures du culmen et du tarse où aucune différence significative n'a été relevée (CUL, $t_{1,70} = 0,88$, $P = 0,121$; TS, $t_{1,70} = 1,68$, $P = 0,086$).

De fortes corrélations ont été enregistrées entre les mesures du LTB et CUL ($r_p = 0,360$, $P = 0,001$), du TS et LQ ($r_p = 0,309$, $P = 0,003$), du TS et LC ($r_p = 0,370$, $P = 0,001$) et du LC et LQ ($r_p = 0,582$, $P < 0,001$). De moindres corrélations ont été aussi relevées entre LTB et LC ($r_p = 0,278$, $P = 0,029$) et entre LAP et LC ($r_p = 0,252$, $P = 0,039$).

Tableau 1 – Valeurs moyennes (\pm erreur standard [se]) des variables mesurées des tourterelles des bois dans le sud du Maroc (région de Taroudant) en rapport avec l'âge et le sexe (adultes) avec, entre parenthèses, la taille de l'échantillon pour toutes les variables ainsi que leurs valeurs minimales et maximales. Les mesures sont présentées en mm.

Table 1 – Average values (\pm standard error [sd]) of the variables measured in the Turtle-doves in Southern Morocco (Taroudant region) according to age and sex (adults) with, in brackets, the sample and range of the values. Measurements are in mm.

	Jeunes	Adultes	Adultes mâles	Adultes femelles
LTB	43,29 \pm 0,16 (60 ; 40,09-46,27)	44,16 \pm 0,12 (72 ; 40,36-46,47)	44,40 \pm 0,16 (42 ; 40,88-46,47)	43,87 \pm 0,18 (30 ; 40,36-46,21)
CUL	15,24 \pm 0,13 (60 ; 12,09-17,08)	15,68 \pm 0,09 (72 ; 13,72-17,23)	15,74 \pm 0,12 (42 ; 14,16-17,23)	15,58 \pm 0,14 (30 ; 13,72-16,94)
LAP	166,62 \pm 0,06 (60 ; 156-177)	170,86 \pm 0,04 (72 ; 165-177)	171,6 \pm 0,05 (42 ; 166,7-177)	169,75 \pm 0,05 (30 ; 165-175)
TS	23,40 \pm 0,10 (60 ; 21,32-24,78)	23,67 \pm 0,05 (72 ; 22,83-24,88)	23,78 \pm 0,06 (42 ; 23,09-24,88)	23,62 \pm 0,05 (30 ; 22,83-24,13)
LQ	10,25 \pm 0,07 (60 ; 9-11,5)	11,12 \pm 0,04 (72 ; 10,1-12)	11,26 \pm 0,06 (42 ; 10,1-12)	10,91 \pm 0,06 (30 ; 10,4-12)
LC	24,79 \pm 0,10 (60 ; 22,5-27)	26,20 \pm 0,08 (72 ; 24,7-27,6)	26,38 \pm 0,10 (42 ; 24,7-27,6)	25,94 \pm 0,10 (30 ; 25-27)

Discussion

Les variations biométriques constatées chez les tourterelles des bois de la région de Taroudant en fonction de l'âge (jeune vs adulte) et du sexe (mâle vs femelle) s'accordent aux résultats rapportés en Europe pour cette espèce (Cramp 1985 ; Browne & Aebischer 2003) et qui montrent que les juvéniles sont plus petits que les adultes et que les mâles adultes sont plus grands que les femelles adultes.

Les résultats obtenus sur la sous-espèce *S.t. arenicola* d'Afrique du Nord (nord de l'Algérie et de la Tunisie) (Cramp 1985) et du nord du Sénégal (région de Richard-Toll) (Morel 1985) concordent parfaitement avec les nôtres confirmant ainsi l'appartenance des tourterelles de la région de Taroudant à la sous-espèce *S.t. arenicola*. Par ailleurs, les mesures biométriques de la sous-espèce *arenicola* sont généralement plus petites que celles de la sous-espèce *turtur* [(LAP : $170,86 \pm 0,04$ mm (présente étude) vs $178,7 \pm 0,3$ mm (Browne & Aebischer 2003) ; CUL : $15,68 \pm 0,09$ mm vs $16,8 \pm 0,92$ mm (Cramp 1985) et LTB : $44,16 \pm 0,12$ mm vs $45,1 \pm 1,3$ mm (Lormée 2004)].

D'un autre côté, chez les adultes, les mesures moyennes des longueurs du culmen et du tarse ne varient pas en fonction du sexe comme l'a rapporté Cramp (1985). Nos résultats confortent aussi les résultats trouvés en France, sur l'existence d'une corrélation entre les mesures de la longueur tête-bec et la longueur du culmen. En effet, Lormée (2004) avait mis l'accent sur cette corrélation chez quatre espèces de Colombidés y compris la tourterelle des bois (*Columba palumbus*, *Columba oenas*, *Streptopelia decaocto* et *Streptopelia turtur*).

Remerciements

Je remercie vivement messieurs A. Lamhnci (technicien des Eaux et Forêts) et K. Toullag (Chasse touristique Laâraïchi) pour leur précieuse collaboration. Je remercie également monsieur L. Becha (technicien au Centre de Recherche Forestière) pour son aide aux travaux de terrain.

Bibliographie

- Barreau D. & Bergier P., 2001. L'avifaune de la région de Marrakech (Haouz et Haut Atlas de Marrakech, Maroc). 2. Les espèces : non passereaux. *Alauda* 69 : 167-202.
- Browne S.J. & Aebischer N.J., 2003. Temporal variation in the biometrics of Turtle Doves *Streptopelia turtur* caught in Britain between 1956 and 2000. *Ringing & Migration* 21: 203-208.
- Cramp S., 1985. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palaearctic*. Vol. 4. Oxford University Press, Oxford, 960 p.
- Gutiérrez J.E., 2001. Les populations de Tourterelles des bois en Andalousie. In : Actes du colloque international « Suivi de populations de Colombidés ». Bordeaux 17-18 décembre 1998, J. Veiga, coord. *Faune Sauvage* 253 : 36.
- Hanane S. & Maghnouj M., 2005. Biologie de reproduction de la Tourterelle des bois *Streptopelia turtur* dans le périmètre irrigué du Haouz (Marrakech-Maroc). *Alauda* 73 : 183-194.
- Lormée H., 2004. *Baguage des Colombidés. Bilan de la campagne 2003*. Direction des études et de la recherche. CNERA Avifaune migratrice-Station de Chizé, 33 p.
- Morel M.Y., 1985. La Tourterelle des bois, *Streptopelia turtur*, en Sénégambie : évolution de la population au cours de l'année et identification des races. *Alauda* 53 (2) : 100-110.
- Saens De Buruaga., Lucio M. & Purroy F., 1991. Reconocimiento de sexo y edad en especies cinegéticas. Diputación Foral de Alava. 1991.
- Svensson L., 1998. Guía para la identificación de los passeriformes de Europa. SEO/Birdlife, Madrid.
- Thévenot M., Vernon R. & Bergier P., 2003. *The birds of Morocco*. British Ornithologists' Union/British Ornithologists' Club, Tring, UK. 594 p.

Frédéric HENRY

2009

Origine et dynamique à long terme d'un écosystème herbacé pseudo-steppique, le cas de la plaine de La Crau (Bouches-du-Rhône, France)

222 p. + annexes

Thèse d'université soutenue le 9 décembre 2009 à l'université Paul Cézanne de Marseille.

Jury – Frédéric MEDAIL (P^r université Paul Cézanne, Marseille), président. Martin HERMY (Université catholique de Louvain, Belgique), rapporteur. Peter POSCHLOD (P^r université de Ratisbonne, Allemagne), rapporteur. Jean-Luc DUPOUEY (D^r INRA, Nancy), examinateur. Emmanuel CORCKET (maître de conférences, université de Bordeaux), examinateur. Thierry DUTOIT (P^r université Avignon), directeur. Brigitte TALON (maître de conférences, université Paul Cézanne, Marseille), codirectrice.

Mots clés : résilience, écosystème, Méditerranée, pâturage, banque de graines, composition spécifique, richesse et diversité spécifique, facilitation, compétition, survie, morphométrie, stress, charbon, steppe.

Face à l'érosion actuelle de la biodiversité, les enjeux de conservation prennent de l'importance notamment pour les écosystèmes herbacés qui recouvrent près de 25 % de la surface des terres émergées. Ces écosystèmes recèlent en effet une forte diversité végétale et animale. Cependant, dans un contexte de déprise agricole, la dynamique de leur végétation conduit dans de nombreux cas à leur boisement spontané ; il importe alors de mieux discriminer les variables abiotiques (climat, sol) et biotiques (prédation, compétition, facilitation, etc.) responsables de leur création et de leur maintien afin d'orienter au mieux les plans de gestion conservatoire et de restauration écologique. Dans le sud de l'Europe, le débat porte plus particulièrement sur les rôles de l'homme et de ses troupeaux à l'époque Néolithique en relation avec l'installation du climat méditerranéen.

Nos expérimentations ont été réalisées sur le site atelier de la plaine de La Crau (Bouches-du-Rhône, sud-est de la France), dont la physionomie est celle d'une formation végétale herbacée dépourvue d'arbres sur plusieurs milliers d'hectares. Ce site est aussi caractérisé par un climat méditerranéen présentant de fortes variabilités intra et interan-

nelles ainsi que par des conditions édaphiques particulières (sol rouge méditerranéen tronqué sur poudingue). Ces contraintes abiotiques pourraient ainsi être à l'origine du maintien de cet écosystème. Mais, l'anthropisation de la plaine depuis le Néolithique semble aussi avoir joué un rôle important. Par une approche comparative et expérimentale, nous avons donc eu pour principal objectif de caractériser la part de ce facteur tant au niveau de l'origine de cet écosystème que dans son maintien sur le long terme. Afin d'intégrer les interactions des espèces végétales avec leur environnement et les interactions entre les différentes populations, nos études ont principalement porté sur le niveau d'organisation des communautés végétales à différentes échelles temporelles de perception, alliant des investigations en écologie des communautés (dynamique, interactions, etc.), en paléoécologie (pédoanthracologie) et écologie historique (banque de graines permanente).

Dans une première partie, ont été étudiés, par des approches diachroniques et expérimentales, les effets de l'abandon du pâturage sur la dynamique des communautés végétales herbacées. Face à la forte persistance de cet écosystème vis-à-vis de la colonisation arborée spontanée, des jeunes juvéniles d'arbres et d'arbustes ont ensuite été transplantés pour mieux discriminer les variables à l'origine de leur absence, même vingt années après la fin de la pratique du pâturage ovin traditionnel.

En 2005, pour mieux appréhender l'impact du pâturage sur la végétation herbacée, nous avons profité de la présence de plusieurs exclos (zone retirée du pâturage) d'âges de mise en place différents (1982, 1989, 2000, 2001) pour suivre la dynamique de la communauté végétale en l'absence de perturbations anthropozoogènes (liées aux troupeaux de l'homme). Durant les 5 premières années d'abandon, une légère augmentation non significative de la richesse spécifique est mesurée. Mais, pour les exclos âgés respectivement de 16 et 23 ans, une diminution progressive de la richesse spécifique et de l'équitabilité apparaît de manière significative corrélativement à une augmentation de la teneur en matière organique dans les sols. La banque de graines permanente de la végétation est très pauvre et montre peu de similitudes avec la végétation exprimée. C'est une banque de graine de type transitoire, adaptée au régime de pâturage, laissant présager une très faible résilience de la végétation en cas de changements d'usages autres que le régime pastoral traditionnel. Contrairement aux données bibliographiques qui indiquent, pour le même type de formation végétale dans le bassin méditerranéen, une colonisation ligneuse au bout d'une dizaine d'années, aucun arbre ou arbuste ne s'installe en Crau même après 23 ans d'abandon. Cette absence de dynamique de boise-

ment confirmerait ainsi l'hypothèse de Devaux *et al.* (1983) identifiant la végétation de Crau comme un « sub-climax », où le pâturage ovin ne serait pas le principal facteur pour expliquer le maintien de la végétation herbacée. Cette dynamique pourrait alors expliquer la permanence de la végétation pseudo-steppique même en l'absence de pâturage pendant certaines périodes historiques (grandes invasions, Moyen Âge). Cependant, cette absence de colonisation arborée doit aussi être reliée à la disposition spatiale des exclos, tous situés très loin des bordures arborées de La Crau (Coustières) ainsi qu'à la fenêtre temporelle, trop peu importante pour observer d'éventuelles colonisations de ligneux à l'échelle du paysage de la plaine.

Compte tenu de la lenteur des processus de colonisation spontanée dans les exclos et des biais méthodologiques inhérents à ce dispositif expérimental, nous avons donc réalisé des expérimentations de transplantation de ligneux, suivies entre 2007 et 2009, pour discriminer la part du régime de perturbations (pâturage ovin traditionnel) de celle de certaines composantes du climat local (faible pluviométrie) dans l'absence de colonisation arbustive et arborée de la végétation pseudo-steppique. Notre protocole expérimental combine l'expression alternative de ces deux variables (avec et sans pâturage, avec et sans irrigation), appliqué à trois espèces ligneuses susceptibles de coloniser la plaine (*Cistus monspeliensis*, *Pinus halepensis*, *Quercus ilex*) et dont les graines ont été récoltées en bordure de La Crau. Nos résultats concernent les taux de survie et les mesures morphométriques (hauteur, diamètre au collet, recouvrement) des 1 920 arbustes transplantés sur quatre sites répartis dans la plaine. Ils montrent une prépondérance du facteur climatique la première année après la transplantation, mais des variabilités spécifiques ont pu aussi être mesurées. En 2007, l'impact du pâturage est prépondérant pour le ciste (46 % de mortalité pour ceux soumis au pâturage seul) et peu conséquent pour le chêne (6 %). En revanche, le chêne est le plus sensible à la sécheresse (93 % de mortalité au terme du premier été pour la modalité non arrosée protégée du pâturage). Les conditions météorologiques de 2008 et 2009 tempèrent ces résultats et montrent la nécessité de pouvoir suivre cette expérimentation sur le long terme afin d'intégrer les cycles climatiques propres au climat régional de la plaine de La Crau (une sécheresse plus prononcée toutes les cinq années). La colonisation des ligneux est donc fortement limitée selon les espèces du fait du pâturage ovin ou de la très faible pluviosité. Malgré la survie de quelques ligneux, la possibilité de l'existence d'un couvert forestier permanent en lieu et place de la végétation pseudo-steppique aux conditions climatiques actuelles et sans pâturage ovin ne peut cependant être définitivement établie.

Les résultats obtenus dans la première partie de ce travail ont montré l'importance de la temporalité dans le déroulement des processus étudiés, qu'il s'agisse de la dynamique des communautés végétales herbacées en l'absence de pâturage ovin ou de la survie et de la croissance des ligneux transplantés. Afin d'augmenter la fenêtre temporelle d'observation limitée respectivement à 23 et 3 ans dans cette première partie, nous avons eu ensuite recours à des pro-

tocoles d'investigation paléoécologique (pédoanthracologie) et d'écologie historique (banque de graines permanente) pour mieux discriminer les impacts de l'absence ou au contraire de l'excès du pâturage sur la dynamique de la végétation pseudo-steppique et de l'éventuelle existence au cours de l'Holocène de formations arbustives et arborées dans la plaine de La Crau.

Les investigations pédoanthracologiques (analyse des charbons de bois dans les sols) ont l'avantage d'allier une échelle temporelle large à une résolution spatiale fine. De plus, l'échantillonnage et l'identification des charbons de bois peuvent être réalisés dans tous types de sol et notamment les sols très secs et peu profonds de la plaine de La Crau. Quatorze fosses ont été réalisées dans différents contextes : dans la pseudo-steppe, dans un site Néolithique et sous les fondations de bergeries datées de l'époque antique pour accroître les chances de recueillir des charbons plus vieux que les structures (fondations) qui les recouvrent. Sur 597 charbons extraits, 23 seulement ont pu être datés au C14. Les datations les plus anciennes remontent à l'époque Néolithique (vers 4 000 BP) et sembleraient indiquer l'existence d'une végétation de type garrigue (*Lavandula sp.*, *Prunus sp.*, *Phillyrea angustifolia*, *Pinus halepensis/pinea*) mais aucune espèce ligneuse de fin de série successionale (*Quercus ilex*, *Q. pubescens*) n'a pu être identifiée ni datée de cette époque. Les datations se répartissent ainsi en trois périodes (Néolithique, Antiquité, époque moderne) correspondant chacune à des occupations importantes de la plaine avec constructions de bergeries ou de cabanes pastorales. En conclusion, le faible nombre de charbons trouvés et leur probable utilisation en rapport avec l'occupation humaine (bois de construction, bois de chauffage) sembleraient indiquer l'existence au Néolithique d'une végétation ouverte constituée de garrigues et pré-bois. La forte persistance de la végétation pseudo-steppique associée aux faibles capacités de colonisation et de croissance des ligneux (*cf. supra*) expliqueraient la pérennité de cette végétation sur le très long terme au cours de l'âge du fer, des grandes invasions ou du Moyen Âge malgré des phases possibles d'abandon périodiques de pâturage.

Si la végétation pseudo-steppique semble avoir pour origine le défrichement d'une végétation de type matorral au Néolithique, il reste à appréhender plus particulièrement l'évolution sur le long terme de sa composition floristique et de la structure de sa strate herbacée. Ainsi, dès l'Antiquité, la construction de bergeries et la concentration des troupeaux aux alentours dans des enclos accolés ont permis l'existence de communautés rudérales nitrophiles, dont les caractéristiques sont très différentes de celles de la végétation rencontrée dans la pseudo-steppe. Nous avons donc échantillonné la végétation et la banque de graines dans des enclos attendant des bergeries datées par des prospections archéologiques le long d'un gradient d'âge d'abandon allant de l'actuel à plus ou moins 2 000 ans. Nos résultats montrent que même après deux millénaires d'abandon, des différences persistent dans la composition physico-chimique des sols, ainsi que dans la composition et la richesse des communautés végétales, par rapport à celles échantillonnées dans la pseudo-steppe témoin,

exempte de constructions pastorales anciennes ou actuelles. Ces différences concernent les teneurs en phosphore et carbone totales qui sont encore significativement plus fortes là où ont eu lieu des concentrations de troupeaux. La composition floristique aussi reste différente, tout comme la richesse en espèces végétales, qui est significativement plus grande dans les bergeries abandonnées dès l'Antiquité et au cours des XVIII^e-XIX^e siècles que dans la steppe témoin et les bergeries en cours d'exploitation ou abandonnées récemment. Ces résultats sont à rapprocher de l'existence d'un gradient de fertilité en liaison avec la concentration ancienne des troupeaux autour des bergeries et la viabilité des graines de certaines espèces plusieurs dizaines d'années à plusieurs siècles dans le sol (*Verbascum sinuatum* par exemple). Ces résultats montrent l'impact « quasi irréversible » de certaines perturbations (surpâturage) et confirment que la composition, la richesse et la structure de la végétation pseudo-steppique actuelles seraient issues d'une dynamique extrêmement lente, en liaison avec un processus d'appauvrissement des sols en matière organique après les défrichements néolithiques et la pratique multiséculaire du pâturage en troupeaux gardés.

En conclusion, rien n'indique dans nos résultats que la végétation de type pseudo-steppique de la plaine de La Crau soit issue de défrichements de forêts dominées par *Quercus Ilex* au Néolithique ni qu'elle constitue un stade ultime de développement, qui n'évoluerait pas vers un stade forestier dans les conditions climatiques actuelles, même en l'absence de pâturage. Il semblerait cependant que son origine soit à rechercher dans le défrichement d'un matorral, concomitant avec la mise en place du climat méditerranéen et d'un sol rouge méditerranéen tronqué antérieurement à l'anthropisation. La pérennité de cette végétation herbacée au fil des millénaires a conduit à la création de ce paysage steppique qui s'étend sur plusieurs centaines de km² et qui serait lui-même à l'origine de sa persistance, en dépit d'éventuelles phases d'abandon du pâturage. La composition, la richesse et la structure de la végétation pseudo-steppique actuelle peuvent également trouver leur origine dans le long processus d'appauvrissement et d'érosion du sol qui a suivi les premiers défrichements néolithiques.

Dans le cadre des changements d'usages passés et actuels (mise en culture, constructions militaro-industrielles) et des changements climatiques prédits, il importe de poursuivre nos investigations sur cet écosystème en diversifiant les marqueurs paléoécologiques (pollen, macrorestes) pour mieux appréhender l'origine de ce type de végétation aux échelles locales et régionales. De plus, nos expérimentations devraient porter maintenant sur les *turn-over* d'espèces en fonction des cycles climatiques et des systèmes de pâturage, afin de comprendre la dynamique fine de la végétation sur le long terme et de mieux prédire les conséquences des changements d'usage et climatiques sur cet écosystème, mémoire fragile de 6 000 années de pratiques pastorales dans un contexte édapho-climatique unique en Europe.

Annabelle RIVOAL

2010

Caractérisation des formations arbustives méditerranéennes pour l'amélioration de la prévision de la pollution à l'ozone

187 p.

Thèse d'université soutenue le 5 mars 2010 à l'université de Provence (Aix-Marseille, France), centre de Saint-Charles, IMEP, Case 4, université de Provence, 3, place Victor Hugo, 13331 Marseille cedex 03, France.

Jury – Catherine FERNANDEZ (P^r université de Provence), président. Serge RAMBAL (CEFE-CNRS, Montpellier), rapporteur. Valérie SIMON (ENSIACET, Toulouse), rapporteur. Vanina PASQUALINI (P^r université de Corse), examinateur. Philip ROCHE (D^r Cemagref), codirecteur. Bruno VILA (maître de conférences, université de Provence), codirecteur. Laurence GALSOMIES (ADEME), membre invité.

Mots clés : matorral, garrigue, maquis, formation arbustive méditerranéenne, composés organiques volatils biogènes, cartographie, biomasse, ozone, ciste.

Depuis plusieurs décennies, la pollution à l'ozone est devenue un sujet majeur de préoccupation pour la santé et l'environnement. En présence d'oxydes d'azote (NO_x), principalement émis par les activités anthropiques, les composés organiques volatils biogènes (COVB) émis par la végétation, favorisent la pollution à l'ozone lorsque les conditions climatiques sont favorables. La prévision de la pollution à l'ozone passe donc par une estimation précise des émissions de COVB par la végétation. En région PACA, les formations arbustives méditerranéennes (ou matorrals) occupent une grande surface et sont fortement émettrices de COVB. Cependant, la répartition, la biomasse et les facteurs d'émission de COV des différentes espèces arbustives sont mal connus et mal quantifiés. En conséquence, les matorrals n'étaient pas correctement pris en compte dans le modèle de chimie transport CHIMERE, utilisé pour la prédiction des épisodes de pollution à l'ozone. L'objectif de ce travail a été d'améliorer leur prise en compte en précisant la répartition des espèces arbustives et de leur biomasse foliaire ainsi que leur facteur d'émission. Cette étude se focalise sur les départements des Bouches-du-Rhône et du Var qui sont les départements français les plus touchés par la pollution à l'ozone.

Un premier travail a consisté à quantifier la variabilité spatiale de la composition floristique des matorrals sur la base de relevés de flore et de structure de la végétation. Ces données ont été utilisées pour rechercher une typologie des formations arbustives permettant une cartographie des matorrals par classification supervisée d'images satellites. La typologie retenue est basée sur la dominance ou la codominance d'espèces arbustives. Le département du Var présente une grande diversité de matorrals caractérisés par des

espèces dominantes très différentes. La cartographie des formations arbustives a donc été réalisée sur la seule base des données spectrales par classification par maximum de vraisemblance d'images ASTER de juin 2006 et juillet 2007. La carte obtenue présente de très bonnes précisions de classification ($Kappa = 0,977$ pour la partie est du département, $Kappa = 0,996$ pour la partie ouest). Dans le département des Bouches-du-Rhône, qui présente une plus faible variabilité des matorrals et de leur composition floristique, deux méthodes de classification (par maximum de vraisemblance et par arbre de classification) ont été appliquées à deux jeux de données (images ASTER seule et image ASTER associée au temps écoulé depuis le dernier incendie et à la pente). Les quatre classifications ainsi réalisées pour les Bouches-du-Rhône ont de très bonnes précisions globales ($Kappa > 0,85$). Cependant, seule la classification par arbre appliquée à l'image ASTER associée aux données feu et pente permet une bonne discrimination des formations arbustives.

Ensuite, des cartes de variabilité spatiale de la biomasse foliaire des principales espèces ont été réalisées à partir d'estimations ponctuelles de biomasses foliaires effectuées à l'aide de méthodes non destructives. Deux approches ont été testées : i) la mise au point de modèles par régressions multiples basées sur des couches spectrales et écologiques et ii) la biomasse moyenne des espèces arbustives a été déterminée pour chaque type de matorral défini par la typologie, la biomasse est ensuite cartographiée grâce à la carte de répartition des différents matorrals réalisée précédemment. Les modèles par régression, bien que significatifs, ne se sont pas avérés robustes pour la prédiction de la biomasse foliaire suite à la réalisation de points supplémentaires de validation. En revanche, une bonne corrélation est observée entre la biomasse estimée sur le terrain et la biomasse prédite à partir de la répartition des différents types de matorrals.

Par la suite, nous avons étudié l'impact de trois facteurs – la saison, l'âge et le type de substrat – sur les émissions de COVb du Ciste de Montpellier (*Cistus monspeliensis* L.), espèce arbustive très répandue en région méditerranéenne. Nous avons ainsi montré que cette espèce émet 70 fois plus de terpène en été qu'en hiver et 7 fois plus sur substrat siliceux que sur substrat calcaire tandis que l'âge de l'individu n'influence pas ses émissions totales de terpène. Ce travail a été complété par une analyse bibliographique qui a permis de recueillir les facteurs d'émission standard des espèces arbustives présentes en Provence.

Enfin, nous avons testé l'influence de ces données d'entrée affinées (répartition des espèces arbustives, biomasse et facteurs d'émission) pour la prévision des émissions de COVb et de la pollution à l'ozone avec le modèle CHIMERE en région PACA. Pour cela, nous avons comparé les sorties du modèle concernant les émissions de COVb et la production d'ozone à partir de trois configurations (une formation arbustive unique, une formation arbustive moyenne par département, une formation arbustive variable par maille kilométrique). L'utilisation de données d'entrée affinées pour les formations arbustives induit une augmentation des émissions de COVb (+ 6 % à + 10 %), qui se réper-

cute sur la production d'ozone (+ 2 % à + 8 %). L'utilisation d'une formation type par département semble donner des résultats similaires à ceux qui sont obtenus avec une variabilité kilométrique des matorrals. La présence de NO_x étant indispensable pour la production d'ozone, l'augmentation de la concentration d'ozone est donc essentiellement observée dans la zone fortement urbanisée et industrialisée Berre-Aix-Marseille.

Lise RUFFINO

2009

Écologie, dynamique de population, comportement et impact d'un rongeur introduit, Rattus rattus, sur les îles de Méditerranée

Thèse d'université soutenue le 25 février 2010 à l'université Paul Cézanne (Aix-Marseille 3), IMEP, Domaine du Petit Arbois, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 04.

Jury – Jean-Louis MARTIN (D^r CNRS, Montpellier). Michel PASCAL (D^r INRA, Rennes). Franck COURCHAMP (D^r CNRS, Paris), Daniel SIMBERLOFF (P^r université du Tennessee, États-Unis). Frédéric MEDAIL (P^r université Paul Cézanne, Marseille), codirecteur. Éric VIDAL (maître de conférences, université Paul Cézanne, Marseille), directeur.

Mots clés : dynamique de population, écologie trophique, espèces invasives, extinctions, îles méditerranéennes, impact, oiseaux marins, prédation, *Rattus* spp.

Résumé

Les espèces dites « invasives » sont reconnues à l'heure actuelle comme la première cause identifiée d'extinction d'espèces de vertébrés insulaires survenues durant les 400 dernières années. Plus particulièrement, les trois espèces de rats du genre *Rattus* spp. introduites sur les îles par l'homme sont identifiées comme un facteur majeur de raréfaction d'espèces d'oiseaux marins et de risque d'extinction de pétrels et de puffins. Si de nombreuses études menées de par le monde s'accordent sur l'impact généralisé des rats invasifs au niveau des écosystèmes insulaires, il n'en demeure pas moins que le fonctionnement des populations insulaires de rats ainsi que les facteurs favorisant leurs impacts sur les écosystèmes insulaires restent encore mal connus. De plus, des interrogations persistent sur les mécanismes réels et l'intensité d'impact du rat sur des oiseaux aux mœurs aussi discrètes que certains oiseaux marins. L'idée générale de ce travail de thèse s'inscrit dans la nécessité d'une meilleure compréhension de l'écologie, de la dynamique de population des rongeurs invasifs, des mécanismes d'impact du rat sur les oiseaux marins, mais

aussi de persistance d'espèces, afin de contribuer à la construction de bases scientifiques solides en vue d'une meilleure évaluation du degré de vulnérabilité des espèces et de la mise en place de stratégies de conservation pertinentes et efficaces. Le bassin méditerranéen a représenté un contexte d'étude pertinent, notamment du fait de la problématique d'invasion ancienne du rat noir *Rattus rattus* sur les îles, qui reste à l'heure actuelle encore très présente.

Dans le cadre d'un premier axe de recherche, nous nous sommes intéressés à la dimension temporelle des invasions biologiques. L'analyse d'une base de données concernant ca. 300 îles et îlots du bassin méditerranéen occidental a permis de souligner que la persistance sur le long terme des pétrels et puffins de Méditerranée, malgré une présence ancienne et généralisée des rats noirs sur ces îles, a pu être facilitée par la diversité de contextes insulaires aux caractéristiques biogéographiques variées.

Dans un second temps, nous nous sommes penchés plus finement sur les mécanismes d'interactions entre rats et oiseaux marins ainsi que sur les mécanismes d'impact des rats. Nos études ont été conduites sur l'archipel des îles d'Hyères (Var) et ont porté, d'une part, sur le suivi des patrons spatio-temporels d'interactions entre rats noirs et puffins yelkouan *Puffinus yelkouan*, et d'autre part, sur la mise en place de tests comportementaux de capacités de prédation réalisés *in situ*. Nos résultats ont révélé, de manière contre-intuitive, des interactions limitées entre rats et puffins au niveau des sites de reproduction des puffins de l'île de Port-Cros, ainsi que des capacités de prédation limitées des rats noirs sur des œufs d'oiseaux marins, même de petite taille.

En outre, une synthèse bibliographique des méthodologies employées depuis les 30 dernières années pour évaluer l'impact des rats sur les oiseaux marins appuie l'existence de lacunes dans nos outils méthodologiques, illustrant ainsi la forte nécessité de combiner les sources d'information variées afin d'éviter certains biais méthodologiques qui pourraient contribuer à une mauvaise évaluation de l'impact des rats, et par conséquent du degré de vulnérabilité des espèces.

Enfin, nous nous sommes intéressés au fonctionnement des populations insulaires de rats noirs, à partir d'un suivi de leur écologie (utilisation des ressources et de l'espace) et de la dynamique spatio-temporelle de leurs populations sur le long terme. Pour cela, une étude de l'écologie trophique d'une population de rats noirs a été combinée à un suivi sur deux années de leurs dynamiques de populations et patrons de déplacements sur une petite île de Méditerranée (réserve naturelle de Bagaud), présentant une hétérogénéité spatio-temporelle marquée dans la disponibilité des ressources. Nos résultats ont permis de conforter la forte plasticité écologique des rats noirs à l'échelle de la population entière. Par contre, ils mettent également en évidence qu'à l'échelle des individus, la plasticité écologique des rats noirs est sensiblement restreinte. Nous avons par ailleurs démontré l'importance des apports épisodiques d'eau douce (pluies saisonnières) et des ressources d'origine allochtone (dérivées des goélands leucophées et *Carpo-*

brotus spp.) sur le fonctionnement des populations de rats noirs de l'île de Bagaud, suggérant ainsi le rôle important de ces ressources allochtones dans le maintien des populations de rats noirs sur les îles de Méditerranée, aux conditions hydriques parfois drastiques.

Des pistes nouvelles de recherche sont suggérées qui permettraient de mieux appréhender les processus impliqués dans l'impact des rats sur la faune insulaire, dans les extinctions d'espèces mais aussi dans leur coexistence durable parfois observée.

Fabrication : Transfaire, 04250 Turriers
Dépôt légal juin 2010
Impression sur papier recyclé

ecologia mediterranea

Editeur-in-Chief : Pr Thierry Dutoit

UMR CNRS IRD IMEP
Université d'Avignon, IUT
Site Agroparc BP 1207
84911 Avignon cedex 09
France

Editorial Board

- Dr James Aronson, CNRS, Montpellier, France.
Dr Alex Baumel, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
Dr Élise Buisson, Université Avignon, France.
Dr Marc Cheylan, EPHE, Montpellier, France.
Dr Cécile Claret, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
Dr Bruno Fady, INRA, Avignon, France.
Pr Thierry Gauquelin, Université de Provence, Marseille, France.
Dr Raphaël Gros, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
Dr Frédéric Guiter, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
Pr Serge Kreiter, Université Montpellier, France.
Pr N.S. Margaris, Université Mytilène, Grèce.
Pr Frédéric Médail, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
Pr François Mesléard, Université Avignon – Tour du Valat, France.
Dr Jérôme Orgeas, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
Dr Philippe Ponel, CNRS, Marseille, France.
Dr Roger Prodon, EPHE, Montpellier, France.
Dr Isabelle Laffont-Schwob, Université de Provence, Marseille, France.
Dr Brigitte Talon, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
Dr Éric Vidal, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
Dr I.N. Vogiatzakis, Université Reading, United-Kingdom.

ISSN 0153-8756

<http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr>

Instructions to authors

ecologia mediterranea publishes original research reports and syntheses in the fields of fundamental and applied ecology of Mediterranean areas, except for descriptive articles or articles about systematic. The editors of *ecologia mediterranea* invite original contributions in the fields of: bioclimatology, biogeography, conservation biology, restoration ecology, populations biology, genetic ecology, landscape ecology, community ecology, microbial ecology, vegetal and animal ecology, ecophysiology, palaeoecology, palaeoclimatology, except marine ecology. Symposium proceedings, review articles, methodological notes, book reviews, Ph. D. thesis abstracts and comments on recent papers in *ecologia mediterranea* are also published.

Manuscript reviews

Manuscripts are reviewed by appropriate referees, or by the Editors. The final decision to accept or reject the manuscript is made by the Editors. Please send an electronic copy of your manuscript (doc or rtf files) to our journal (thierry.dutoit@univ-avignon.fr). When the article is accepted, the authors should take reviewer's comments into consideration. They will send back to the journal Editorial Office, within 1 month, an electronic copy of the corrected manuscript (doc or rtf). Pass this delay, the manuscript will be considered as a new submission. Enclose the original illustrations. Corrected proofs must be returned to the journal Editorial Office without delay. Books and monographs to be reviewed must be submitted to the Editor-in-chief.

Manuscript preparation

TEXT

Manuscripts (typewritten with double spacing and A4 size for paper) should be preferably written in French, English. If the language is not English, you should join an English short version and English titles of figures and tables. The manuscript must be complete: e.g. French and English titles, author(s) and address(es), French and English abstracts, an English short version (if English is not the language used in the article), key-words, text, references, acknowledgements, figures and tables. For research papers, the text should normally consist of 4 sections: introduction, methods, results, discussion. In typing the manuscript, please clearly distinguish titles from others paragraphs. Titles and subtitles should not be numbered. Avoid letters to number subtitles. Use lower-case letter type for names. Do not underline any word. In English, there is one blank after any punctuation, never before. Copy editing of manuscripts is performed by the journal.

AUTHORS

The email address of the corresponding author should be mentioned on the manuscript. Each author's address should be specified. The first time, please precise the complete address of the correspondent author to which the proofs should be sent.

ABSTRACTS, KEYWORDS AND SHORT VERSION

Abstracts should be no longer than 300 words. The English short version should not exceed one page long (1,000 words). Do not use more than six keywords. Keywords should not be present in the title.

REFERENCES

All publications cited in the text should be presented in a list of references following the text of the manuscript. The list of references should be arranged alphabetically on author's names, and chronologically for each author. You should abbreviate the titles of periodicals mentioned in the list of references (except if you are not sure of it). Check the manuscripts to make sure that all references are cited and that all citations in the text are included in the references. Use following system to write the references:

Journal article

Andow D.A., Karieva P., Levin S.A. & Okubo A., 1990. Spread of invading organisms. *J. Ecol.* 4: 177-188.

Book

Harper J.L., 1977. *Population biology of plants*. London, Academic Press. 300 p.

Book chapters:

May R.M., 1989. Levels of organisation in ecology. In: Cherret J.M. (ed.), *Ecological concepts*. Oxford, Blackwell Scientific Public: 339-363.

Conference proceedings

Grootaert P., 1984. Biodiversity in insects, speciation and behaviour in Diptera. In: Hoffmann M. & Van der Veken P. (eds), *Proceedings of the symposium on "Biodiversity: study, exploration, conservation"*. Ghent, 18 November 1992: 121-141.

CITATIONS IN-TEXT

The words "figures" and "tables" announced in-text should be written in extenso and with lower-case letter type. In the text refer to the author's name and year of publication (followed by pages only if it is a quotation). If a publication is written by more than two authors, the name of the first author should be used followed by "et al." (this indication, however, should never be used in the list of references: first author and co-authors should be mentioned in it). Examples: "Since Dupont (1962) has shown that...", or "This is in agreement with previous results (Durand et al. 1990; Dupont & Dupont 1997)...".

ABBREVIATES, NOMENCLATURE AND LATIN WORDS

Explanation of a technical abbreviate is required when the first use. International convention codes for nomenclature should be used. Latin words should be in italic (*et al.*, *a priori*, etc.), particularly for plants or animals' denomination (the first time, please precise author's name: for example, *Olea europaea* L.).

FIGURES AND TABLES

All illustrations should be submitted separately and they should be preceded by the figures and tables legends on a separate page. Figures and tables should be sent ready to be printed, so their size should be 16 × 22 cm or 8 × 22 cm maximum. All the illustrations being in-text should be cited, increasing numbered, and should have a legend. Computerised table columns should not be represented by signs (: or |).

ELECTRONIC FILE

Authors receive a free copy where their paper is published as well as an electronic version of their paper for distribution.

SUBSCRIPTION

(contact: ecologia@naturalia-publications.com)

1 year = 1 issue

	Subscription	Postage	Total
France	20 €	3 €	23 €
Europe	20 €	6 €	26 €
World	20 €	8 €	28 €

Mail this subscription to:

SARL Transfaire
Immeuble Wanad
F-04250 TURRIERS

Bank: CA SISTERON

IBAN: FR76 1910 6008 3913 9956 2600 062

BIC: AGRIFRPP891

Sommaire – Contents

Éditorial – Editorial

À nouveau deux fascicules d'*ecologia mediterranea* en 2010

T. DUTOIT (éditeur en chef) 3

Articles originaux – Original articles

Contribution des lianes à la biodiversité forestière méditerranéenne

A. SCHNITZLER, C. ARNOLD 5

**Les cours d'eau méditerranéens à régime de soutien karstique.
Spécificités écologiques et hydrobiologiques**

J. GIUDICELLI, G. OLIVARI 25

**A syntaxonomical and synecological research on the steppe vegetation
of the Karacadağ Mountain (Şanlıurfa-Diyarbakır / Turkey)**

Ö. F. KAYA, O. KETENOĞLU 45

**Distribution, habitat and population size variation of *Genista lobelii* (Fabaceae)
from the calcareous mountains of Basse Provence (S-E France)**

S. YOUSSEF, E. VELA, A. BAUMEL, T. TATONI 63

**Evaluation of the nutrient status
of some hydrophytes in the water courses of Nile Delta, Egypt**

K. H. SHALTOU, T. M. GALAL, T. M. EL-KOMI 77

**Environmental control of germination
and dormancy of seeds of two cytotypes of *Lygeum spartum* L.,
a perennial grass of semi-arid and arid areas in Algeria**

A. DJABEUR, M. KAID-HARCHE, D. CÔME, F. CORBINEAU 89

**Phylogenetic relationships and infrageneric classification
of *Astragalus tragacantha* L. (Fabaceae), inferred from nuclear ribosomal DNA
Internal transcribed spacers data (*nrDNA ITS*)**

L. HARDION, A. BAUMEL, P.-J. DUMAS, N. DUONG, L. AFFRE, T. TATONI 99

**Biométrie des tourterelles des bois *Streptopelia turtur*
dans le sud du Maroc (région de Taroudant)**

S. HANANE 107

Résumés de thèses – Ph. D summaries

Frédéric HENRY, Annabelle RIVOAL, Lise RUFFINO 111

Revue indexée dans Pascal-CNRS et Biosis

