

ecologia *mediterranea*

Vol. 36 (2) – 2010

Revue internationale d'écologie méditerranéenne
International Journal of Mediterranean Ecology



Editor-in-Chief: Pr Thierry Dutoit

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

Naturalia Publications

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

Comité éditorial

D^r Audrey Marco, École nationale supérieure du paysage, Marseille, France.

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, Open University of Cyprus, Nicosia, Chypre.

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 et 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 ; Dupond & 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 × 22 cm ou 8 × 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.

FICHER 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	Code guichet	numéro de compte	clé RIB
19106	00839	13995626000	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 (2) – 2010

Sommaire/Contents

Éditorial – *Editorial*

Un nouveau rythme de publication en 2011

A new rhythm of publication in 2011

T. DUTOIT (éditeur en chef) 3

Articles originaux – *Original articles*

Évolution des caractéristiques écologiques le long d'un gradient
de dégradation édaphique dans les parcours du sud tunisien

*Evolution of ecological characteristics along a gradient
of soil degradation in the South Tunisian rangelands*

M. GAMOUN, M. CHAIEB, A. O. BELGACEM 5

Actualisation des limites de l'aire du bioclimat méditerranéen
selon les critères de Daget (1977)

*Updating the limits of the Mediterranean bioclimate area according
to the criteria of Daget (1977)*

C. ROUMIEUX, G. RACCASI, E. FRANQUET, A. SANDOZ, F. TORRE, G. METGE 17

Analyse morphométrique et caryologique du rat rayé de la Tunisie
(*Lemniscomys barbarus*: Murinae)

*Morphometric and karyologic analysis of striped rat from Tunisia
(Lemniscomys barbarus: Murinae)*

T. SAIDI, S. NOUIRA, T. L. CHENITI, M. CHETOUI 25

Plantes invasives en région méditerranéenne :
quelles restrictions d'utilisation préconiser pour les jardins
et les espaces verts ?

*Invasive plants in the Mediterranean region: what restrictions
should be placed on their use in gardens and amenity plantings?*

O. FILIPPI, J. ARONSON 31

Phytosociology and phytogeography of fragmented *Alnus glutinosa*
forests in a Tyrrhenian district (Central Italy)

*Phytosociologie et phytogéographie des fragments de forêts riveraines
de *Alnus glutinosa* dans un secteur Tyrrhénien (Italie centrale)*

M. CUTINI, L. CANCELLIERI, M. T. CIOFFI, C. LICURSI 55

Impact of crude oil and waste water pollution on genetic diversity of <i>Limoniastrum monopetalum</i> (L.) Boiss. (Plumbaginaceae) populations <i>Impact du pétrole brut et de la pollution des eaux usées sur la diversité génétique de Limoniastrum monopetalum (L.) Boiss. (Plumbaginaceae) populations</i>	75
R. EL-BAKATOUSHI, M. FAWZI, W. BOTROS	
Characteristics of the vegetation of tree stands on sacred sites in comparison to well-preserved forests in northwestern Morocco <i>Caractéristiques des peuplements forestiers des sites sacrés en comparaison des forêts bien préservées au nord-ouest du Maroc</i>	83
B. FROSCH	
Analyse phytoécologique des groupements à thuya (<i>Tetraclinis articulata</i> (Vahl) Masters) et à chêne vert (<i>Quercus rotundifolia</i> Lam.) dans les monts de Tlemcen (Algérie occidentale) <i>Phytocological analysis of plant communities with thuja (Tetraclinis articulata (Vahl) Masters) and holm oak (Quercus rotundifolia Lam.) in the Mountains of Tlemcen (Western Algeria)</i>	97
M. A. BENABDELLAH, S. M. AMRANI, A. ELHAITOU, S. OLLIER	
Résumés de thèses – <i>Ph. D summaries</i> Mélanie BURYLO, Emmanuel CORSE, Philippe TOUFLAN	121
Revue indexée dans Pascal-CNRS et Biosis. <i>Journal indexed in PASCAL-CBRS and Biosis</i> 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 Sandrine JAUFFRET, NARGES, Les Omergues, France
D^r Joël GUIOT, CNRS, Marseille, France
D^r Bruno SICARD, IRD, Marseille, France
D^r Audrey MARCO, École nationale supérieure du paysage, Marseille, France
D^r Nicolas MONTES, Université de Provence, Marseille, France
D^r Salvo PASTA, Société sicilienne de sciences naturelles, Palerme, Sicile
D^r Marjolein VISSER, Université Libre de Bruxelles, Belgique
P^r Jean-Pierre LUMARET, Université de Montpellier 3, Montpellier, France
D^r Errol VÉLA, Université de Montpellier 2, Montpellier, France
D^r Jean-Philippe MEVY, Université de Provence, France
P^r Jan-Bernard BOUZILLÉ, université de Rennes, France

Éditorial – *Editorial*

P^r Thierry DUTOIT

Éditeur en chef

Editor-in-Chief

Un nouveau rythme de publication en 2011

Avec la parution du deuxième fascicule du volume 36 pour 2010 ; nous espérons garder ce rythme en 2011 notamment avec la publication de numéros spéciaux ou comprenant des thématiques spécifiques suite au 7^e colloque international d'Écologie de la restauration qui s'est tenu en Avignon du 23 au 27 août 2010 et à un colloque international prévu en 2011 sur l'écologie du Genévrier thurifère. Au niveau du site internet de la revue, nous continuons actuellement avec le service communication de l'université d'Avignon et des Pays de Vaucluse la numérisation de chaque article pour qu'il puisse être facilement identifié à partir du titre et des noms d'auteurs. Sont également disponibles maintenant sur ce site, 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.

A new rhythm of publication in 2011

With the publication of the second part of the volume 36 for 2010 ; we hope to keep this rhythm in 2011 in particular with the publication of special issues or thematic sets after international congress such as the 7th international congress on Restoration Ecology which was organized in Avignon from 23 to 27 August 2010 or the international congress planned in 2011 on the ecology of Juniperus thurifera. Concerning the web site, we continue the digitalization of every paper so they will be easily identified from the title and author's names. Electronic appendices are also available on this site now, to complete by precise data, maps and tables, articles published in the various parts in paper format.

ERRATUM

A spelling mistake has been signaled in the paper of Ö. F. KAYA & O. KETENOĞLU, "A syntaxonomical and synecological research on the steppe vegetation of the Karacadağ Mountain (Şanlıurfa/Diyarbakir)", in *Ecologia Mediterranea* 36 (1) 2010, p. 45-62 published in June 2010. The latin word "typus" or "holotypus" has to be used instead of the English word "holotype" according to art. 5 of ICPN.

Évolution des caractéristiques écologiques le long d'un gradient de dégradation édaphique dans les parcours du sud tunisien

Evolution of ecological characteristics along a gradient of soil degradation in the South Tunisian rangelands

Mouldi GAMOUN^{1*}, Mohamed CHAIEB²,
Azaiez OULED BELGACEM¹

1. Laboratoire d'écologie pastorale, Institut des régions arides (IRA),
4119 Médenine, Tunisie

2. Laboratoire de biologie, faculté des sciences de Sfax,
3020 Sfax, Tunisie

*Auteur correspondant : Mouldi GAMOUN
Institut des régions arides, Laboratoire d'écologie pastorale,
4119 Médenine, Tunisie
E-mail : gamoun.mouldi@yahoo.fr

Résumé

Cette étude a été conduite dans la région d'Ouled Chéhida située dans le sud tunisien. Elle a été consacrée à l'évaluation de l'impact de l'exploitation (pâturage) sur la dynamique du couvert végétal de différents types de parcours de la région.

Les variations du taux de recouvrement, la densité des espèces, la diversité spécifique ainsi que la valeur pastorale aussi bien au niveau des parcours exploités qu'au niveau des parcours mis en repos, ont été observées.

Les résultats de cette étude montrent que les différents paramètres étudiés varient énormément d'un parcours à l'autre en fonction du degré de perturbation et que la mise en repos s'avère très bénéfique pour l'ensemble des paramètres et ce malgré la forte aridité édapho-climatique caractérisant la région d'étude.

Abstract

This study was carried out in the region of Ouled Chehida located in the Tunisian south. It aims at assessing the impact of the exploitation (grazing) on the dynamic of plant cover of various types of rangelands of the region.

Mots clés : pâturage, recouvrement de la végétation, diversité floristique, valeur pastorale, zone aride, Tunisie.

The variations of the cover rate, the species density, specific diversity as well as the grazing value both in grazed and rested rangelands were observed.

The results of this study show that all observed parameters vary enormously from one rangeland type to another according to the degree of disturbance and that the practice of the rest technique seems to be very beneficial for the whole of parameters and this in spite of the high soil and climatic aridity.

Introduction

La végétation dans les zones arides a connu des perturbations profondes souvent liées à l'usage et l'exploitation des ressources naturelles (Le Houérou 1984), conjuguées à l'aridité climatique et édaphique (Floret & Pontanier 1982). Ainsi des éleveurs, des agronomes et des paysans qui ont parcouru et/ou façonné de nombreux écosystèmes ont accumulé un important savoir écologique empirique. En zone aride, l'élevage reste parmi les seules

Keywords: grazing, vegetation cover, species diversity, grazing value, arid region, Tunisia.

ressources agricoles disponibles (Le Houérou 2005). Les systèmes d'élevage, en particulier l'utilisation généralisée des aliments concentrés en élevage extensif, peuvent avoir un impact énorme sur les parcours, parfois positif, le plus souvent négatif, voire désastreux (Le Houérou 1986, 1992). En Tunisie méridionale, devant le nombre important du cheptel, qui est de loin supérieur à celui permis par la production de l'écosystème, la plupart des parcours sont surexploités (Le Houérou 1971) ; ainsi leur utilisation dépasse 35 % de la phytomasse disponible (Le Houérou 1962, 1969, 1989).

Les perturbations naturelles et anthropiques, chaque fois plus agressives, conduisent à une baisse considérable du potentiel pastoral et aggravent ainsi la détérioration du milieu, jusqu'à la désertification du milieu (Floret & Pontanier 1982 ; Khatteli 1996).

Dans le cas où ces perturbations n'ont pas encore conduit à une dégradation irréversible du milieu naturel, une simple mise en repos (protection de courte durée) pourrait permettre la reconstitution spontanée de la végétation originelle (Ouled Belgacem *et al.* 2006). Appliquée au niveau de plusieurs types de milieux naturels à diverses fins (amélioration pastorale, fixation des dunes, parcs nationaux...), cette technique a permis d'obtenir des résultats spectaculaires dans l'ensemble de la Tunisie aride et même désertique (Ould Sidi Mohamed *et al.* 2002). Plusieurs travaux ont cependant montré que l'efficacité de cette technique varie en fonction de plusieurs facteurs qui déterminent le potentiel de régénération du milieu traité (pluviométrie, nature du sol, niveau de dégradation atteint, durée d'application de cette technique...).

Dans le cadre de cette étude, on se propose d'apporter quelques éléments de réponse aux interrogations suivantes :

- quel est l'impact des perturbations (pâturage excessif et sécheresse) sur les groupements végétaux en zone aride ?
- quelle est la réponse de la végétation, en termes de diversité, à ces facteurs de perturbation ?
- quels sont les indicateurs de la dégradation ?
- quel est l'impact de la protection même de courte durée (mise en repos) sur l'évolution de ces indicateurs ?

Figure 1 – Localisation géographique de la zone d'étude.

Matériel et méthodes

Présentation du site d'étude

Cette étude a été réalisée au niveau de la région d'Ouled Chéhida, qui est une zone étroite jouxtant la partie sud-est de la ville de Tataouine au sud tunisien (10° 32', 280 E et 32° 8', 760 N). Elle s'étend sur une superficie de 127 390 ha. Elle est limitée au nord-ouest par l'extension des monts des Matmata. Dans ce secteur elle correspond à la cuesta formée par des calcaires durs du Crétacé auquel succède ensuite un vaste plateau matérialisé par un encroûtement calcaire. Plus à l'aval, il s'agit d'une large plaine caractérisée là encore par la mise en place des croûtes et des encroûtements calcaires et gypseux mais aussi des dunes, des sebkhas, des nebkas, et des oueds. Cette zone est localisée dans l'étage bioclimatique saharien supérieur à variante tempérée, et à la limite septentrionale du champ d'extension du grand Erg oriental connu par ses conditions hyperarides (figure 1).

Les quantités des pluies enregistrées dans la région de Remada, la station la plus proche de la zone d'étude, sont représentées dans le tableau 1. Ce tableau montre que pour l'année biologique 2004-2005, la quantité de pluie enregistrée est de l'ordre de 20,83 mm, qui est très inférieure à la moyenne habituelle (114,1 mm). Ceci nous permet de considérer cette période comme étant très sèche (moyenne mensuelle d'ordre 1,73 mm), ce qui va affecter négativement la présence des

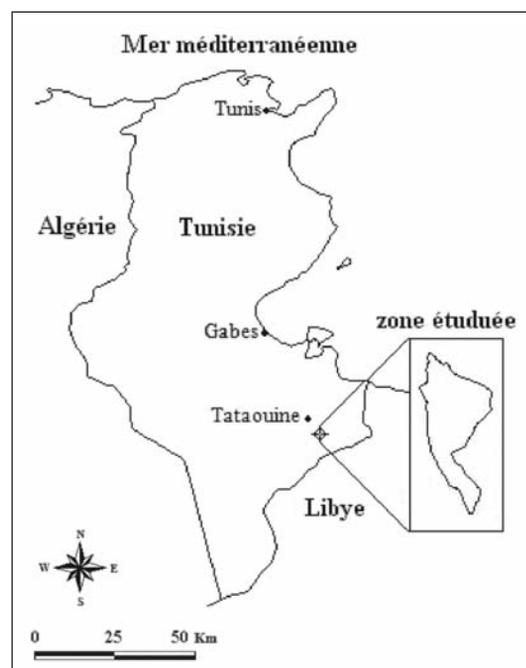


Tableau 1 – Précipitation enregistrée au niveau de la région d'étude au cours de l'année biologique 2004-2005

Mois	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Janv.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Total	Moyenne de la région
P (mm)	0	0	6,6	1,78	0	1,27	1,53	0,25	0	8,38	0,51	0,51	20,83	1,73

espèces annuelles. Cette irrégularité, qui augmente avec la diminution des précipitations, justifie d'ailleurs le caractère aride du climat, qui s'étend vers les zones hyperarides (Floret & Pontanier 1982).

Ces perturbations climatiques vont contribuer en grande partie à un blocage de germination des espèces annuelles, à la régression du couvert végétal, et à la dégradation du milieu édaphique, déjà très sensible (Floret *et al.* 1978).

Caractérisation des groupements végétaux

Pour l'identification des principaux types de parcours (groupements végétaux) de la région d'étude, nous avons réalisé 137 relevés phytosociologiques (type Braun-Blanquet) au cours du mois de mars 2005. Ces relevés ont

ensuite été traités à l'aide de l'analyse factorielle des correspondances (AFC); celle-ci a été appliquée à un tableau de 137 relevés (colonnes) et de 122 espèces (lignes). Cette AFC a permis de classer les 137 relevés par catégories dans des groupes le long de divers gradients écologiques (figures 2 et 3).

L'axe 1: définit un gradient géomorphologique et édaphique, de l'amont avec ses sols squelettiques tels que les collines, en progressant vers l'aval de la zone, avec ses plaines, ses dépressions et les cours d'eau.

L'axe 2: propose un gradient écologique lié au mouvement du sable, partant d'un sol dépourvu de sable mobile vers des accumulations sableuses.

L'axe 3: montre un gradient édaphique, de sols calcaires sablo-limoneux vers des sols salés en passant par des sols gypseux.

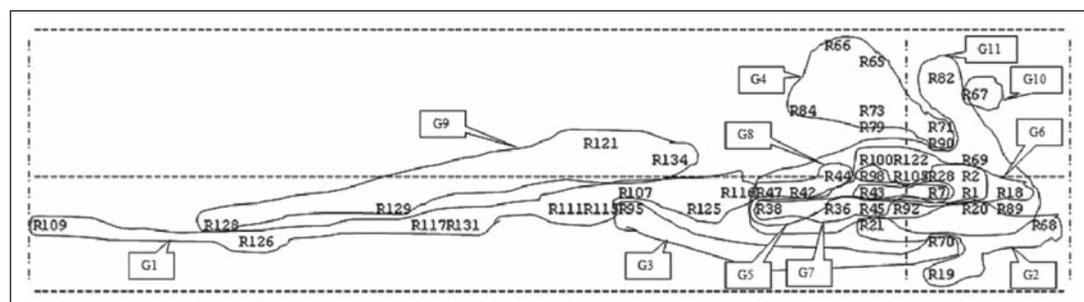


Figure 2 – Résultats des Afc appliqués pour le descripteur présence/absence des espèces au niveau des différents sites de la zone d'étude : axe 1 (horizontal)/axe 2 (vertical).

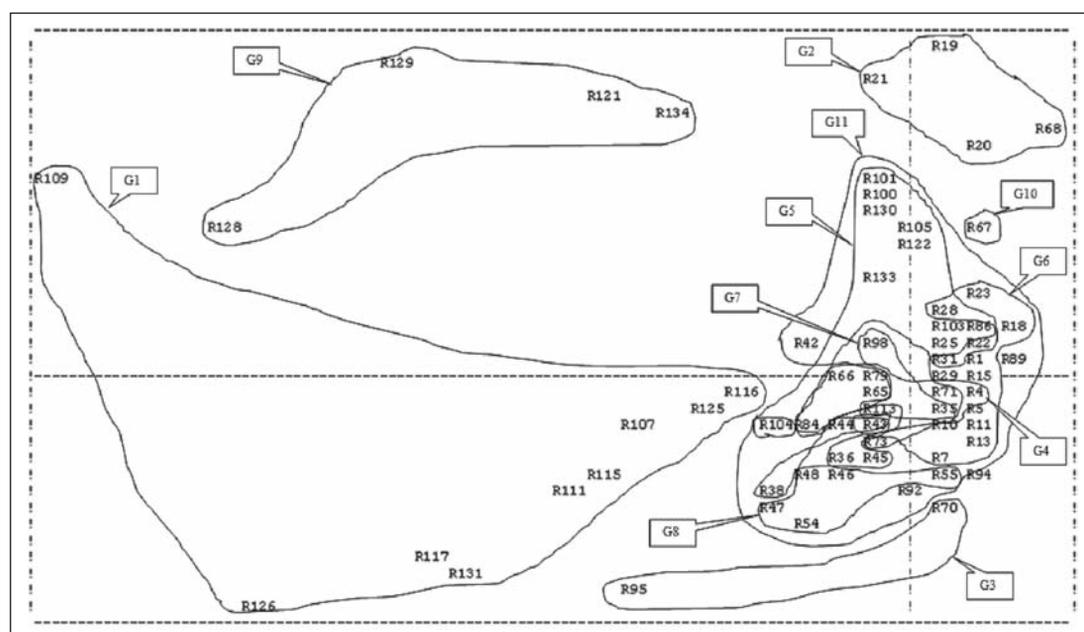


Figure 3 – Résultats des Afc appliqués pour le descripteur présence/absence des espèces au niveau des différents sites de la zone d'étude : axe 1 (horizontal)/axe 3 (vertical).

Tableau 2 – Les différents groupements végétaux étudiés.

Groupements	
G1	Gymnocarpus decander Forssk. et Anthyllis sericea (Batt.) Maire
G2	Hammada scoparia (Pomel) Iljin et Helianthemum kahiricum Del.
G3	Atractylis serratuloides Sieber ex. Cass. et Zygophyllum album L.
G4	Hammada schmittiana Pomel et Stipagrostis pungens (Desf.) de Winter
G5	Hammada schmittiana Pomel et Hammada scoparia Pomel
G6	Limoniasstrum monopetalum (L.) Boiss. et Tamarix gallica L.
G7	Traganum nudatum Del. et Hammada schmittiana Pomel
G8	Traganum nudatum Del. et Suaeda mollis (Desf.)
G9	Hammada schmittiana Pomel et Retama raetam (Forssk.) Webb
G10	Hammada schmittiana Pomel et Nitraria retusa (Forssk.) Asch
G11	Gymnocarpus decander Forssk et Helianthemum kahiricum Del.

L'analyse des relevés a pu mettre en évidence la présence de 11 groupements végétaux différents représentant les 4 grands types de parcours caractérisant les sols sableux, les sols squelettiques, les sols gypseux et les sols salés. Au niveau de ces groupements, 11 stations écologiques dont deux (1 et 10) ont été mises en repos pendant une année au moment de la réalisation des mesures, alors que les autres ont été l'objet d'une exploitation pastorale continue à intensive près de point d'eau (G3) (tableau 2 et figure 4).

Mesures effectuées au niveau de chacune des 11 stations

En raison de leur importance phytosociologique les 11 groupements sont représentatifs de la zone étudiée. Ces différents groupements sont caractérisés par une pression pas-

torale comme suit ; surpâturés au voisinage de point d'eau (G3), mise en repos près de zone de sédentarisation (G1 et G10) et pâturés pour le reste de groupements. Les parcours pâturés et surpâturés sont communs et accessibles par tous en toute période. En conséquence, ils sont soumis à une utilisation extensive et non rationnelle engendrant ainsi leur dégradation.

Ainsi, le nombre important du cheptel et les conditions de sécheresse qui ont prédominé en 2004 et 2005 rendent difficile la prise de décisions en bonne gestion de parcours. En fait, l'évolution régressive du parcours tend à créer un déséquilibre dans le système alimentaire des animaux et à accentuer la pression pastorale en fin d'été. La pression pastorale sur les parcours utilisés en une période donnée provoque en retour des tensions et pressions permanentes pour modifier les règles de gestion, au risque de démarrer ou accélérer un processus de dégradation écologique, et rend plus difficile la régénération du couvert végétale. Donc, dans chaque groupement, les conditions écologiques ne sont pas uniformes, et il y existe une plus ou moins grande variété de contraintes (sécheresse, pression pastorale et gradient édaphique), que la végétation naturelle subit de nombreuses pressions dont les résultats sont notamment la disparition de certaines espèces particulièrement appréciées. Il était donc opportun d'envisager une étude dans cette zone, afin de pouvoir faire l'état actuel des ressources pastorales face à ces changements. À partir des mesures des variables qualitatives (taux de recouvrement, densité, diversité, valeur pastorale) ainsi que

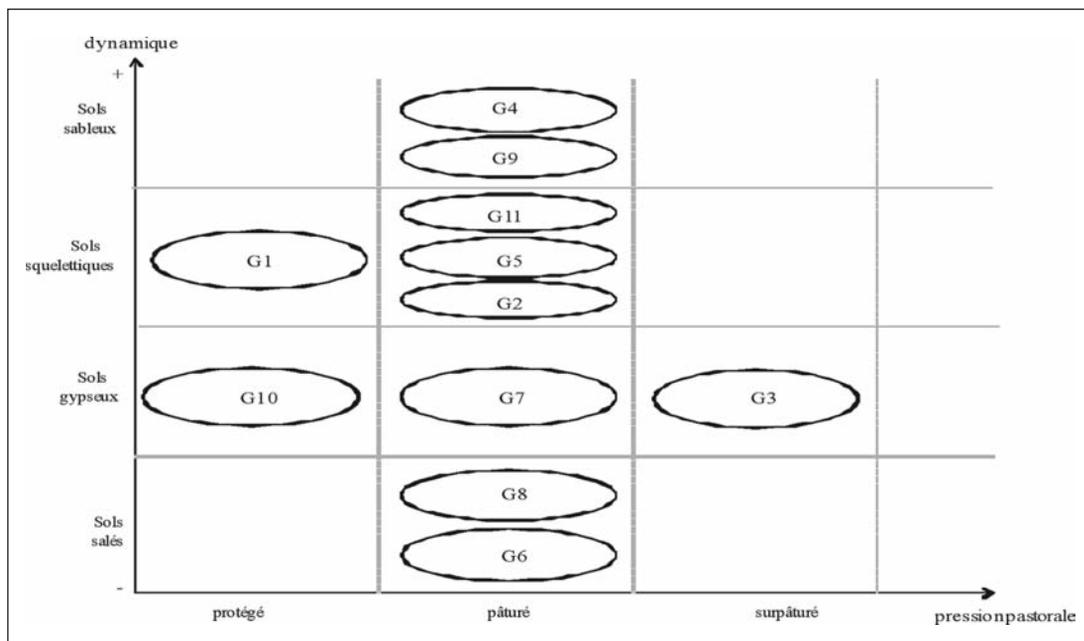


Figure 4 – Répartition de différents groupements végétaux selon le gradient édaphique et la pression pastorale.

la réduction ou la disparition des espèces palatables, et dans l'objectif d'évaluer l'état de parcours, nous pouvons mieux caractériser la pression pastorale exercée par l'activité d'élevage sur les différents groupements végétaux.

Mesure du recouvrement de la végétation

Au niveau de chaque station choisie correspondant à un groupement distinct, 3 lignes de 20 m de longueur ont été installées de manière à avoir au moins 100 points de contact avec la végétation (Le Floc'h, com. pers.) ; nombre minimal de points de contact requis pour que la fréquence centésimale puisse être mathématiquement transformée en recouvrement. Ces lignes ont servi à la détermination du taux de recouvrement de la végétation selon la méthode des points-quadrats décrite par Daget et Poissonnet (1971). En pratique, un double décimètre à ruban est tendu entre deux piquets matérialisant les différents transects, une aiguille métallique est verticalement descendue dans la végétation tous les 20 cm le long du ruban, ce qui permet d'obtenir 100 points de lecture au niveau de chaque transect. À chaque point de lecture, on note le type de contact (espèce végétale, litière, pellicule de battance, cailloux, voile éolien...), les données de chaque ligne sont rapportées sur un bordereau d'enregistrement, ce qui nous permet de déterminer les recouvrements moyens qui sont déterminés à partir des données collectées sur les 3 lignes qui sont à leur tour calculées à partir de la présence ou de l'absence de l'espèce sur les 100 points d'une ligne de 20 m. La présence est appréciée par le ou les contacts d'un ou de plusieurs organes le long d'une aiguille descendue dans la végétation tous les 20 cm le long de ruban. Le recouvrement est donc calculé de la manière suivante : $R_v (\%) = b/a * 100$, avec b = nombre des points où la végétation est présente, a = nombre total de points échantillonnés. Au cours de notre étude, les mesures du taux de recouvrement par la méthode des points-quadrats n'ont concerné que les espèces pérennes, puisque les espèces annuelles étaient encore en phase de dormance, suite à une sécheresse prolongée.

Mesure de la densité des espèces pérennes

Définie comme le nombre d'individus de chaque espèce présents par unité de surface

(m^2), la densité des espèces pérennes a été mesurée. Pour la mesurer, une placette de $20 m^2$ est matérialisée à côté de chaque ligne de visée.

Mesure de la diversité spécifique

Pour mesurer la diversité des communautés biologiques, on emploie l'indice de diversité spécifique H' adapté de la théorie de l'information (Shannon & Weaver 1949), en rassemblant dans un indice global, l'estimation de la richesse en espèces et celle de la plus ou moins régularité de la répartition des individus entre les espèces.

La diversité alpha (H'), qui représente la diversité des espèces à l'intérieur d'un milieu, peut être déterminée à partir de la formule suivante : $H' = -\sum f_i \log_2 f_i$, avec : f_i = fréquence de l'espèce $i = n_i/N$, n_i = nombre d'espèces i , N = nombre total des points échantillonnés.

Pour comparer la diversité spécifique de deux peuplements qui n'ont pas la même richesse spécifique, on calcule l'équitabilité : $E = H'/H_{max}$, avec : $H_{max} = \log_2 S$, S = nombre d'espèces présentes.

Mesure de la valeur pastorale

La valeur pastorale est calculée grâce à la formule suivante : $VP = 0.2 * (CSP * IS) * R_v$.

La CSP (contribution spécifique présence) est le rapport, exprimé en pourcentage, entre la fréquence centésimale (FC) d'une espèce donnée et la somme des fréquences centésimales de toutes les espèces. Elle traduit la participation de l'espèce au recouvrement de la surface du sol (Daget & Poissonnet 1971) ; $CSP = FC / \sum FC_i = n_i / n_i * 100$, avec FC_i = fréquence centésimale de l'espèce i et n_i = nombre des points où l'espèce i est présente.

L'IS est l'indice spécifique de l'espèce qui varie de 0 à 5, cet indice dépend des qualités fourragères de l'espèce, telles que la vitesse de croissance, les qualités organoleptiques pour l'animal, la digestibilité et la valeur nutritive (Floret 1988 ; Waechter 1982 ; Le Houérou & Ionesco 1973).

Traitements statistiques

Les effets des perturbations, des sites et de leur interaction sur le couvert végétal ont été examinés par ANOVA. L'analyse de l'effet du gradient édaphique et de la pression pastorale est particulièrement intéressante car elle permet notamment de décrire l'évolution d'un

ensemble de variables (indicateurs) pour chaque groupement. La comparaison des moyennes des recouvrements, de la diversité et de la valeur pastorale a fait l'objet d'une analyse de variance avec le logiciel Spss 11.5.

Résultats

Les 11 groupements végétaux caractéristiques de la zone d'étude ont fait l'objet d'une étude approfondie de leur structure (taux de recouvrement, densité), de leur valeur pastorale et de leur composition (richesse spécifique, diversité).

1. Taux de recouvrement

Le taux de recouvrement des groupements varie de 6,33 % à 39,33 % (figure 5) ; il varie largement en fonction des groupements ($F_{1,22} = 30,128$; $p < 0,0001$) et en fonction des perturbations ($F_{1,31} = 4,379$; $p = 0,045$). La valeur la plus élevée (39,33 %) a été enregistrée au niveau du groupement à *Traganum nudatum* et *Suaeda mollis* (G8), ce qui peut être imputé au fait que ce dernier se situe au niveau d'une dépression salée, souvent suralimentée en eau, et cette végétation est souvent exploitée par les camélidés qui sont caractérisés par leurs mobilités d'où une faible pression pastorale. Les faibles valeurs obtenues dans le groupement G3 sont essentiellement liées à l'état de dégradation atteint. Situé au voisinage d'un point d'eau, ce groupement est en effet soumis à une haute pres-

sion pastorale qui réduit énormément le développement des espèces végétales.

Certains groupements sont caractérisés par des taux de recouvrement plus ou moins importants, et compris entre 20 % et 30 %. Ces groupements sont formés soit par des espèces de faible valeur pastorale telles que *Hammada schmittiana* et *Hammada scoparia*, soit par des espèces tolérantes au pâturage telles que *Helianthemum sessiliflorum*, *Helianthemum kahiricum*, *Argyrolobium uniflorum*, *Stipagrostis pungens* et *Retama raetam*. À ces groupements s'ajoutent ceux qui sont mis en repos (groupements 1 et 10), ce qui favorise la régénération de quelques espèces telles que *Rhanterium suaveolens*, *Stipagrostis plumosa* et *Stipa tenacissima*.

Tableau 3 – Densité des espèces pérennes (pied/m²) rencontrées au

Espèce	G1	G2
<i>Anabasis oropediorum</i>	0,067 ± 0,07	0,083 ± 0,03
<i>Anarrhinum brevifolium</i>	0	0
<i>Anthyllis sericea</i>	0,033 ± 0,05	0
<i>Argyrolobium uniflorum</i>	0	0
<i>Arthrocnemum glaucum</i>	0	0
<i>Atractylis serratuloides</i>	0,067 ± 0,03	0,017 ± 0,03
<i>Atriplex mollis</i>	0	0
<i>Bassia muricata</i>	0	0
<i>Deverra tortuosa</i>	0	0
<i>Echium humile</i>	0	0
<i>Erodium glaucophyllum</i>	0	0
<i>Fagonia cretica</i>	0	0
<i>Fagonia glutinosa</i>	1,717 ± 1,75	0,017 ± 0,03
<i>Gymnocarpos decander</i>	0,567 ± 0,70	0
<i>Hammada schmittiana</i>	0,267 ± 0,20	0
<i>Hammada scoparia</i>	0	0
<i>Haplophyllum tuberculatum</i>	0	0
<i>Helianthemum intricatum</i>	0	0,2 ± 0,13
<i>Helianthemum kahiricum</i>	0,367 ± 0,50	1,016 ± 0,32
<i>Helianthemum sessiliflorum</i>	0,067 ± 0,11	0
<i>Herniaria fontanesii</i>	0	0,017 ± 0,03
<i>Kickxia aegyptiaca</i>	0	0
<i>Limoniastrum guyonianum</i>	0	0
<i>Limonium pruinatum</i>	0	0,083 ± 0,07
<i>Lygeum spartum</i>	0	0,05 ± 0,05
<i>Nitraria retusa</i>	0	0,017 ± 0,03
<i>Reaumuria vermiculata</i>	0	0
<i>Retama raetam</i>	0	0
<i>Rhanterium suaveolens</i>	0	0,133 ± 0,03
<i>Salsola brevifolia</i>	0	0
<i>Salsola vermiculata</i>	0,183 ± 0,07	0,017 ± 0,03
<i>Stipa lagascae</i>	0	0
<i>Stipa tenacissima</i>	0,117 ± 0,03	0
<i>Stipagrostis ciliata</i>	0	0
<i>Stipagrostis plumosa</i>	0	0
<i>Stipagrostis pungens</i>	0	0
<i>Suaeda mollis</i>	0	0
<i>Tamarix gallica</i>	0	0
<i>Traganum nudatum</i>	0	0,2 ± 0,05
<i>Zygophyllum album</i>	0	0,1

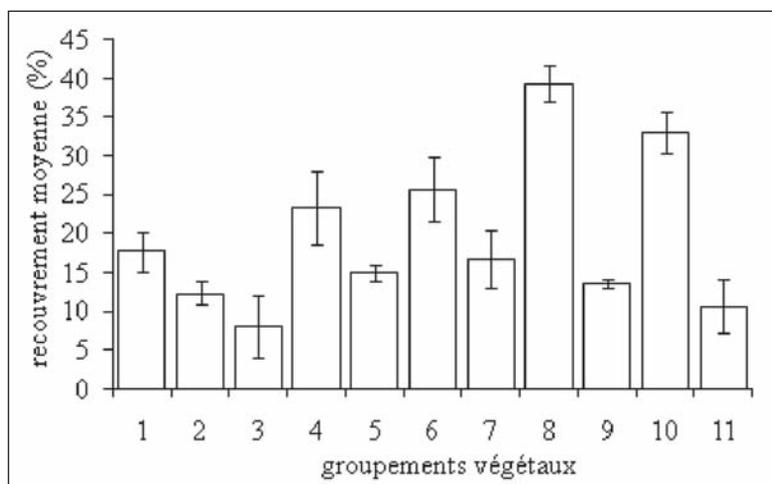


Figure 5 – Variation du recouvrement global de la végétation en fonction des groupements végétaux étudiés.

2. La densité des espèces pérennes

Les résultats relatifs à la densité des espèces pérennes inventoriées au niveau de chaque groupement sont représentés dans le tableau 3.

D'après ces résultats, on a dénombré au total 41 espèces végétales pérennes. Leurs densités et leurs distributions sont variables mais déterminantes en ce qui concerne la structure et la richesse spécifique. Dans ce cas, les perturbations jouent un rôle fondamental dans la variation de la densité des espèces, et leur dynamique. La densité des espèces pérennes varie de 0,53 pied/m² à 7,35 pieds/m², en fonction du type de groupement et de la pression pastorale. La forte densité a été enregistrée

au niveau de groupement protégé (G10) à *Hammada schmittiana* et *Nitraria retusa* avec 7,35 pieds/m², alors que la faible densité a été enregistrée au niveau des groupements 7 et 9 avec 0,5 pied/m².

Arthrocnemum indicum est l'espèce qui présente la plus forte densité (2,25 pieds/m²), étant très faiblement appétée par les troupeaux de dromadaire au cours de la saison hivernale. Cette halophyte est très abondante dans la zone salée de la région d'étude. *Fagonia cretica*, espèce non broutée par les animaux (Le Houérou 1973), présente également une densité importante qui atteint parfois 1,71 pied/m² selon les groupements. *Hammada schmittiana* et *Stipagrostis pungens* sont des espèces peu affectées par la pression animale.

niveau de différents groupements étudiés.

G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9	G10	G11
0,05 ± 0,05	0	0	0	0	0	0	0	0,1 ± 0,8
0,083 ± 0,14	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0,067 ± 0,06	0	0	0	0	0,05 ± 0,05	0,016 ± 0,02
0	0,1 ± 0,17	0,2 ± 0,13	0	0	0	0	1,05 ± 0,60	0
0	0	0	2,15 ± 0,90	0	0	0	0	0
0	0	0,067 ± 0,05	0	0	0	0	0,417 ± 0,19	0
0	0	0	0,017 ± 0,03	0	0	0	0	0
0	0,167 ± 0,28	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0,017 ± 0,03	0	0	0	0
0	0,017 ± 0,03	0	0	0	0	0	0	0
0,75 ± 0,17	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0,167 ± 0,15	0
0,133 ± 0,15	0	0,083 ± 0,07	0	0	0	0	0	0
0	0	0,167 ± 0,11	0	0,05 ± 0,05	0	0	0	0,55 ± 0,4
0,483 ± 0,27	0,167 ± 0,10	0,25 ± 0,5	0	0,183 ± 0,10	0,367 ± 0,20	0,517 ± 0,20	0,2 ± 0,18	0,61 ± 0,07
0	0	0,133 ± 0,03	0	0,233 ± 0,07	0	0	0	0
0	0	0	0	0,033 ± 0,05	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0,017 ± 0,03	0	0	0	0	1,533 ± 0,37	4 ± 1,6
0,4 ± 0,36	0,017 ± 0,03	0,233 ± 0,40	0	0	0	0	3,017 ± 2,33	0,083 ± 0,07
0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0,033 ± 0,05	0
0	0	0	0,217 ± 0,29	0	0	0	0	0
0,1 ± 0,05	0	0	0	0	0	0	0	0
0,317 ± 0,12	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0,017 ± 0,02	0
0	0,05 ± 0,08	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0,033 ± 0,03	0	0,017 ± 0,03	0,083 ± 0,10	0
0	0,35 ± 0,08	0	0	0	0	0	0,017 ± 0,03	0
0	0	0,083 ± 0,10	0	0	0,05 ± 0,05	0	0	0
0	0,017 ± 0,03	0,05 ± 0,05	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0,1 ± 0,17
0,067 ± 0,03	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0,05 ± 0,08	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0,617 ± 0,50	0
0	0,017 ± 0,03	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0,033 ± 0,03	0	0	0
0	0	0	0,017 ± 0,03	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0,033 ± 0,05	0,2 ± 0,1	0	0,1 ± 0,087	0
0	0	0	0,033 ± 0,05	0	0	0	0,05 ± 0,08	0

C'est le cas de *Stipagrostis pungens*, qui colonise les formations sableuses et qui peut utiliser les poches d'eau sous les dunes (Floret & Pontanier 1982).

Le faible intérêt pastoral de *Hammada scoparia* laisse sa densité plus ou moins importante dans certains groupements, tels que son groupement d'origine, caractérisé par un substrat limoneux. La densité de *Helianthemum intricatum* est favorisée par son faible intérêt pastoral et ses exigences édaphiques, puisque cette espèce colonise essentiellement des substrats caillouteux (Le Houérou 1969), qui représente 31 % de l'état de la surface du sol au niveau du groupement 2.

Sur un sol squelettique superficiel calcaire, la densité d'*Anthyllis sericea* et de *Gymnocarpus decander* sera plus importante au niveau des groupements qui font l'objet d'un niveau moyen de perturbation que des groupements subissant des perturbations très importantes et/ou trop fréquentes. *Anabasis oropediorum*, *Stipagrostis plumosa*, et *Anarrhinum brevifolium* sont caractérisées par des densités très faibles lorsque la perturbation est fréquente et intense.

Dans les groupements soumis à une mise en repos de courte durée, il y a des espèces qui ont signalé leur présence, que ce soit par forte densité, cas d'*Helianthemum sessiliflorum* au niveau du groupement 10, soit avec une faible densité mais en voie d'amélioration, cas de *Stipagrostis plumosa*.

3. Diversité

La diversité spécifique ou la diversité alpha (H') dans une communauté végétale a été évaluée en utilisant des indices basés sur des paramètres relatifs (fréquences spécifiques, abondance relative). Ce travail nous permet de déterminer l'équitabilité pour évaluer les changements d'origine anthropique dans la composition floristique (Jauffret 2001).

L'analyse de la variance (ANOVA), relative à l'effet de type de végétation sur la diversité, montre que ceux-ci sont significativement plus élevés ($F_{1,22} = 158,494$; $p < 0,0001$). Les résultats de diversités spécifiques, représentés par le tableau 4, montrent qu'ils varient entre 0,39 (G3) et 1,78 (G10). Le G3 est le plus dégradé malgré le faible intérêt pastoral de *Atractylis serratuloides* et *Zygophyllum album*. Ceci s'explique par le sol gypseux et le surpâturage dû à la situation déglacée face au point d'eau.

Tableau 4 – Variation de la diversité, richesse et équitabilité de différents groupements végétaux.

Groupement	Diversité H'	Richesse (S)	Équitabilité (E)
G1	1,060	9	0,334
G2	0,692	7	0,246
G3	0,400	5	0,172
G4	0,770	5	0,333
G5	0,704	5	0,303
G6	0,700	3	0,441
G7	0,767	6	0,305
G8	1,293	4	0,648
G9	0,660	4	0,330
G10	1,780	13	0,482
G11	0,614	3	0,387

Le G10 mis en repos, celui qui est le plus riche en espèces, avec 13 espèces appartenant à plusieurs familles telles que ; les Astera-ceae, les Chénopodiaceae, les Cistaceae, les Zygophyllaceae. Ceci confirme que l'indice de diversité est en relation nette avec la richesse floristique et le degré de gestion des parcours, de telle sorte que les parcours les moins pâturés, ou mis en repos pendant une période d'une ou deux années, sont ceux caractérisés par un H' élevé, alors que les zones les plus dégradées sont de faible H'. L'équitabilité (E) qui varie entre 0,17 (G3) et 0,64 (G8) traduit la fréquence relative de certaines espèces par rapport aux autres. L'équitabilité la plus importante est enregistrée dans des zones caractérisées par une faible richesse spécifique (G8). Ceci est souvent induit par la dominance des espèces halophiles (*Salsola brevifolia*, *Suaeda mollis*) qui sont souvent exploitées par les camélidés au cours de la saison hivernale et très peu pâturées par les ovins et les caprins ; la mobilité des camélidés dans les grands espaces pastoraux fait que la végétation soit relativement stable. Ceci est confirmé par la grande valeur de l'équitabilité. Par contre, la faible équitabilité est enregistrée au niveau du groupement 3 souvent surexploité. Ceci peut être expliqué par la faible présence des espèces de bonne valeur pastorale.

4. Valeur pastorale

Les mesures de la contribution spécifique de présence des espèces pérennes, et de recouvrement, ainsi que la qualité des espèces mesurée par l'indice spécifique, nous ont permis de calculer la valeur pastorale relative à chaque groupement.

Le type de végétation a un effet hautement significatif sur la valeur pastorale de parcours, ($F_{1,22} = 1012,031$; $p < 0,0001$), mais cette variable ne semble pas être trop affectée par la perturbation ($F_{1,31} = 2,321$; $p > 0,05$).

La variation en fonction des groupements est limitée entre 4,51 et 17,26 (figure 6). L'exploitation des parcours n'empêche pas certains groupements de se privilégier avec des valeurs pastorales élevées. Ainsi, la valeur maximale (17,26) est enregistrée au niveau du groupement à *Traganum nudatum* et *Suaeda mollis*. Cette valeur est en relation nette avec le taux de recouvrement végétal qui représente 39,33 %, malgré la contribution de quatre espèces moyennement ou faiblement acceptées par l'animal. Inversement, au niveau du groupement à *Atractylis serratoloides* et *Zygophyllum album*, l'abondance des espèces de bonne valeur pastorale telles que *Argyrolobium uniflorum*, *Anthyllis sericea*, *Gymnocarpos decander* et *Helianthemum intricatum* offre à ce groupement une valeur pastorale importante de l'ordre 16,89, malgré le faible taux de recouvrement (6,33 %).

La mise en repos des groupements (G1, G10) a permis d'atteindre une valeur pastorale maximale de l'ordre de 15,14, et une valeur minimale de l'ordre de 9,92. La valeur élevée illustrée au niveau du groupement 10 est imputée à la constitution plus rapide du couvert végétal, avec la contribution d'un nombre important de bonnes espèces pastorales, alors que la faible valeur du groupement 1 ne peut être expliquée que par l'abondance des espèces de faible intérêt pastoral telles que *Fagonia cretica*, et par le type du sol calcaire squelettique, encroûté et incliné, sur lequel l'eau ruisselle.

Discussion

La végétation des parcours étudiés est très clairsemée et peut inclure des arbustes largement espacés, qui perdent une grande partie de leur système aérien sous l'action du brouillage intensif et de la sécheresse prolongée, et développent ensuite des stratégies d'accommodation aux facteurs de dégradation. Les annuelles germent seulement immédiatement après la pluie, ce sont des espèces opportunistes et éphémères, capables de croître et de fleurir rapidement (Le Floch 2000). Leur absence durant la période de mesures est attri-



Figure 6 – Valeur pastorale de différents groupements végétaux étudiés.

buée à la sécheresse erratique de l'année. Les plantes pérennes sont caractérisées par des stratégies adaptatives morphologiques et anatomiques qui consistent surtout en un accroissement du système absorbant et une réduction de la surface évaporante, leur permettant de survivre à des périodes plus ou moins longues, en fonction du degré de perturbation (Ozenda 1991).

Cette végétation clairsemée est sans doute la résultante d'un surpâturage continu aggravé par la sécheresse. Ce dernier facteur pourrait en effet être considéré à la fois comme étant une perturbation et un stress (Grime 1977). La perturbation est le mécanisme qui limite la biomasse d'une plante en causant sa destruction partielle ou totale, alors que le stress est un facteur qui limite la vitesse de production de biomasse. Ces deux facteurs, anthropique et climatique, peuvent aboutir à la destruction du couvert végétal qui est globalement inférieur au seuil critique (20-25 %), au-dessous duquel l'érosion éolienne se manifeste (Le Houérou 1995). Le taux de recouvrement le plus important a été enregistré au niveau d'un groupement protégé, alors que celui le plus faible a été enregistré au niveau du groupement le plus proche au point d'eau. La sécheresse a contribué à accroître la pression pastorale autour des points d'eau. Tarhouni *et al.* (2007) ont montré qu'autour de ces points focaux, des auréoles de dégradation ont été observées. Selon le gradient édaphique, les sols salés semblent les moins perturbés et par voie de conséquence les plus stables, alors que sur les autres sols le taux de recouvrement reste plus faible. Les parcours salés abritent en effet des espèces plus vigoureuses (*Tamarix gallica* et *Limoniastrum monopetalum*) et

constituent des lieux préférés de pâturage hivernal pour le dromadaire. Par ailleurs, cet animal ne dénude pas le sol et la couche arable ne se volatilise pas sous l'effet de son piétinement (Stiles 1988). Les sols squelettiques et les sols gypseux sont dominés par des espèces de petite taille et isolées (*Anthyllis sericea*, *Gymnocarpos decander* et *Helianthemum kahiricum*). Le milieu sableux est également très sensible au pâturage, par ameublissement de l'horizon sableux, les perturbations déterminent rapidement une mise en mouvement du sable par le vent.

La densité des espèces pérennes varie en fonction des facteurs édaphiques et anthropiques. Contrairement au taux de recouvrement, le parcours situé à proximité du point d'eau ne présente pas la plus faible densité. Il semble que les perturbations ont influencé la vigueur des plantules plus que leur nombre. La plus forte densité a été enregistrée au niveau des groupements mis en repos, ceci est dû à la réponse de certaines espèces à la protection et à la faible contribution de la pellicule de battance à l'état de surface du sol (Floret *et al.* 1978). De courtes périodes de pâturage alternées avec des périodes de repos végétatif sont généralement plus bénéfiques qu'une protection stricte (Floret 1981) pour l'installation de jeunes plantes pérennes.

Certaines espèces comme *Helianthemum sessiliflorum*, *Helianthemum kahiricum* et *Stipagrostis plumosa* semblent répondre favorablement à la protection. La faible différence observée, entre les zones protégées et celles qui sont peu perturbées (G4, G5, G9 et G11), est le résultat de l'abondance dans ces dernières, de certaines plantes pérennes à forte dynamique et indicateurs des zones arides telles que *Argyrobium uniflorum*, *Gymnocarpos decander* et *Salsola vermiculata* (Floret & Pontanier 1982 ; Floret *et al.*, 1978) et d'autres espèces faiblement palatables telles que *Fagonia cretica* et *Fagonia glutinosa*.

La forte densité d'*Argyrobium uniflorum* est enregistrée dans plusieurs groupements soumis à un pâturage plus ou moins extensif. Cela peut être expliqué par sa grande aptitude à occuper des milieux moyennement perturbés. Ceci corrobore les résultats enregistrés par Chaieb (1989) et Ould Sidi Mohamed (2003).

La diminution de la densité de certaines autres espèces, telles que *Rhanterium suaveolens*, est due à la réduction de la partie aérienne, qui représente une stratégie adaptative à la

demande évaporative élevée en milieu aride. Ceci favorise une allocation du système racinaire pour garantir le besoin en eau de la partie aérienne (Le Floc'h 2001). Cette variation est également fonction du milieu édaphique, nos résultats montrent que les sols squelettiques sont les plus denses en espèces pérennes que les autres types de sols. Cette différence peut être expliquée au fait que les sols sableux et les sols salés sont les plus capables au développement des espèces de grande taille (*Stipagrostis pungens*, *Retama raetam*, *Hammada schmittiana*, *Tamarix gallica* et *Limoniastrum monopetalum*) alors que les sols squelettiques sont dominés par des espèces de petite taille et isolées (*Anthyllis sericea*, *Gymnocarpos decander*, et *Helianthemum kahiricum*). Cela vient appuyer les résultats de Le Houérou (1990) qui rapporte que la végétation est disposée, sur un mode diffus, sur les substrats sableux et, sur un mode contracté, sur les substrats squelettiques.

Globalement, la diversité spécifique est faible, en raison de la forte sécheresse qui a sévi au cours de l'année de l'expérimentation (2004-2005), ce qui corrobore les résultats obtenus par Ould Sidi Mohamed (2003) qui a montré que plus la saison est défavorable, plus H' est faible. Lorsque la pression pastorale devient excessive (G3), on constate un appauvrissement de la diversité spécifique par surconsommation des plantes. Les parcours salés (G8), exploités généralement par les camelins, sont très diversifiés par rapport aux autres parcours pâturés (H' = 1,293). Par ailleurs, de par son comportement alimentaire, le dromadaire pâture de manière à préserver son milieu écologique (Gauthier 1977; Newman 1979). La structure édaphique sableuse peut contribuer aussi à une diversité élevée, par contre dans les zones à recouvrement de matériaux gypseux et calcaires la diversité devient de plus en plus faible (groupements G3 et G11).

Ces faibles valeurs de H' altèrent la capacité des écosystèmes à réagir aux perturbations, donc reflètent une raréfaction voire une disparition de certaines espèces et surtout celles de bonne valeur pastorale. Cette chute s'explique par un système homogène plus fragile dans ses apports écologiques (N'Zala 1997).

Malgré la sécheresse de l'année, la technique de mise en repos a nettement amélioré les paramètres relatifs à la richesse floristique et à la diversité spécifique. Elle a en effet permis de conserver les espèces déjà existantes

et la réinstallation de certaines espèces de haute valeur pastorale ayant disparu sous l'effet du surpâturage (Ouled Belgacem *et al.* 2006). La richesse floristique ne représente pas une mesure suffisamment précise de la composition quantitative des parcours ; avec une richesse et une densité égales, les parcours peuvent présenter des structures différentes. L'équitabilité est plus importante au niveau des parcours moyennement pâturés qu'au niveau de ceux protégés, ceci explique la régularité de la distribution des espèces. En effet, au niveau des parcours mis en repos, les espèces sont encore en état dynamique suite à leur régénération contrairement aux parcours pâturés où les espèces présentes sont dans une situation relativement stable (Ould Sidi Mohamed 2003).

La pression pastorale, forte et continue, entraîne l'appauvrissement floristique des parcours et la baisse de leur valeur pastorale. Les valeurs pastorales obtenues semblent être très faibles en raison de l'absence totale d'espèces annuelles, généralement plus appréciées par les animaux. La raréfaction voire la disparition de certaines espèces de bonne valeur pastorale sous l'effet de surpâturage a également contribué dans la régression de ces valeurs.

Sous les mêmes conditions climatiques, le surpâturage représente le facteur primordial de dégradation des parcours. Ceci est plus marqué par la régression des taux de recouvrement et des indices de diversité spécifique. Si le taux de recouvrement, tout seul, ne peut pas être considéré comme un indicateur pertinent de la dégradation des parcours (cas de deux parcours ayant le même taux de recouvrement mais l'un est monospécifique, cas d'*Artemisia campestris*, et l'autre d'une grande richesse floristique), il pourrait l'être lorsqu'il est combiné avec les indices de diversité spécifique (H' et E).

Conclusion

La végétation de notre région d'étude définit un certain nombre de groupements, caractérisés chacun par ses espèces dominantes, leur donnant une structure et une physionomie propres. Ces groupements décrivent les parcours les plus répandus et traduisent soit un milieu hétérogène, soit une évolution dynamique de la végétation. La végétation pérenne est la composante essentielle des parcours arides : sa composition, sa structure et son organisation déterminent les potentialités de leur production et de leur régénération.

Les résultats de l'étude consacrée à l'évaluation de l'impact de l'exploitation (pâturage) sur la dynamique du couvert végétal de différents types de parcours de la région, ont pu montrer que la forte perturbation anthropique couplée avec la sécheresse ont engendré une nette régression des descripteurs relatifs au couvert végétal. L'utilisation de mise en repos, même de courte durée, s'avère globalement bénéfique pour le taux de recouvrement et de diversité spécifique dans ces milieux hostiles. D'ailleurs, cette technique a permis, pendant une année, une nette amélioration de ces paramètres. Ces paramètres pourraient servir comme indicateurs pertinents de l'évolution des états des parcours en zone aride de Tunisie.

Ces parcours arides se transforment donc sous l'effet de deux processus majeurs. L'un correspond à une évolution naturelle : les groupements végétaux s'organisent dans l'espace en fonction de différents facteurs du milieu, dont les principaux sont la sécheresse et la nature du substrat édaphique. Le second processus correspond à une évolution plus complexe liée à des facteurs anthropozoïques comme le pâturage. Le processus naturel de succession se trouve largement perturbé par ces activités.

Références

- Chaieb M., 1989. *Influence des ressources hydriques du sol sur le comportement comparé de quelques espèces végétales de la zone aride Tunisienne*. Thèse de doctorat, USTL, Montpellier, 293 p.
- Daget P. & Poissonnet J., 1971. Une méthode d'analyse phytologique de prairies : critères d'application. *Annales agronomique* 22 (1), Paris : 5-41.
- Floret C. & Pontanier R., 1982. L'aridité en Tunisie pré-saharienne : Climat – sol – végétation et aménagement. *Trav. et Doc. ORSTOM*, n° 150, Paris : 544 p.
- Floret C., 1981. The effects of protection on steppic vegetation in the Mediterranean arid zone of southern Tunisia. *Vegetatio* 46: 117-119.
- Floret C., 1988. *Méthodes de mesure de la végétation pastorale. Pastoralisme et développement*. Rabat /Montpellier, 95 p. + annexes.
- Floret C., Le Floc'h E., Pontanier R. & Romane F., 1978. Modèle écologique régional en vue de la planification et de l'aménagement agro-pastoral des régions arides. Application à la région de Zougrata. Inst. Rég. Arides et Dir. Ress. Eaux et sol Tunisie. *Doc. Techn.* n° 2, 74 p., 1 carte h.t., 1/50 000.
- Gauthier Pilters H., 1977. Contribution à l'étude de l'écophysologie du dromadaire en été dans son milieu naturel (moyenne et haute Mauritanie). *Extrait du bulletin de l'IFAN* série A, n° 2.
- Grime J. P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am. Nat.* 111 (982): 1169-1193.
- Jauffret S., 2001. *Validation et comparaison de divers indicateurs des changements à long terme dans les écosystèmes méditerranéens arides*. Thèse de doctorat, Université Aix-Marseille III, 328 p. + annexes.
- Khatteli H., 1996. *Érosion éolienne en Tunisie aride et désertique : analyse des processus et recherches des moyens de luttés*. Thèse de doctorat, Université de Gent (Belgique), 180 p.
- Le Floc'h E. 2000. Discours-programme : Réhabilitation des écosystèmes arides dégradés : nécessité du recours à du matériel végétal adapté. Session II : la dégradation et la réhabilitation des terres arides. *In acte du séminaire international ; La lutte contre la désertification ; ressources en eau douce et réhabilitation des terres dégradées dans les zones arides*. N'djamena Tchad : 45-50.
- Le Floc'h E., 2001. Biodiversité et gestion pastorale en zone aride et semi-aride méditerranéenne du nord de l'Afrique. *Bocconea* 13 : 223-252.
- Le Houérou H. N., 1962. *Les Pâturages naturels de la Tunisie aride et désertique*. Inst. Sc. Econ. Appl, Ministère du Plan, Tunis. 106 p., 12 pl. h.t. 4 cartes 1/2 000 000.
- Le Houérou H. N., 1971. An assessment of the primary and secondary production of the arid grazing lands: ecosystems of North Africa, 25 p. FAO – Rome et Proc. Intern. Symp. *On Ecophysiol. Foundation of ecosystems productivity in Arid zones*. Nauka, Leningrad, p. 168-172. .
- Le Houérou H. N., 1984. *Toward a probabilistic approach to range management planning*. 2nd International Rangeland Congress, Plenary Conference, Adelaide, 20 p.
- Le Houérou H.N., 1969. La végétation de la Tunisie steppique (avec références aux végétations analogues de l'Algérie, de la Lybie et du Maroc). *Annales de l'INRAT*, vol. 42, Fasc. 5, Tunis : 617 p ; annexes + carte couleurs h.t.
- Le Houérou H.N., 1986. *La Régénération des steppes algériennes*. Paris, Institut national de la recherche agronomique, 45 p.
- Le Houérou H.N., 1989. The grazing Land of ecosystems of the Sahel. *Ecological Studies*, n° 75. Heidelberg, Springer Verlag, 282 p.
- Le Houérou H.N., 1990. Définition et limites bioclimatiques du Sahara. *Sécheresse*, vol. 1, n° 4.
- Le Houérou H.N., 1992. The grazing Land of Mediterranean Basin. *In: Coupland R.T. (ed.) Natural Grassland. Ecosystem of the word*, vol. 8, Amsterdam, Elsevier: 171-96.
- Le Houérou H.N., 1995. Considérations biogéographiques sur les steppes arides du Nord de l'Afrique. *Sécheresse*, vol. 6, n° 2 : 167-182.
- Le Houérou H.N., 2005. Problèmes écologiques du développement de l'élevage en région sèche. *Sécheresse*, vol. 16, n° 2 : 89-96.
- Le Houérou H.N. & Ionesco T., 1973. *Appétibilité des espèces végétales de la Tunisie steppique*. Projet FAO, Tun./71/525, 68 p.
- N'zala D., Nongamani A., Moutsamboté J.M. & Mapangui A., 1997. Diversité floristique dans les monocultures d'eucalyptus et de pin au Congo. *Cahier agriculture*, vol. 6, n° 3 : 196-74.
- Neffati M., 1994. *Caractérisation morphologique de certaines espèces végétales nord-africaines : implication pour l'amélioration pastorale*. Thèse de doctorat, Université de Gent, 242 p.
- Newman D.M.R., 1979. *The feeding habit of old and new world camels as related to their futur role as productive ruminants*. Proceeding on works hop on camel IFS: 171-200.
- Ould Sidi Mohamed Y., Neffati M. & Henchi B., 2002. Effet de mode de gestion des phytocénoses sur la dynamique de Tunisie présaharienne : cas du parc national de sidi Toui et de ses voisins. *Sécheresse*, vol. 13, n° 3 : 195-203.
- Ould Sidi Mohamed Y., 2003. *Biodiversité et suivie de la dynamique des phytocénoses en Tunisie présaharienne : cas des observations de Sidi Toui et de Oued Dekouk*. Thèse de doctorat en bio. FST: 245 p.
- Ouled Belgacem A., Chaieb M., Neffati M., Tiedeman J., 2006. Response of *Stipa lagascae* R. & Sch. to protection under arid condition of southern Tunisia. *Pakistan Journal of Biological Science* 9(3): 465-469.
- Ozenda P., 1991. *Flore de sahara* (3^e édition mise à jour et augmentée), Paris, Éditions du CNRS, 662 pages + cartes.
- Shannon C., Weaver W., 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Stiles D.N., 1988. Le dromadaire contre l'avancée du désert. *Rev. La recherche*, vol 19, n° 201 : 948- 952.
- Tarhouni T., Ben Salem F., Ouled Belgacem A., Henchi B., Neffati M., 2007. Variation of flora richness according to the grazing gradient around watering points in pre-Saharan Tunisia. *Sécheresse*, vol. 18, n° 4: 234-9.
- Waechter P., 1982. *Étude des relations entre les animaux domestiques et la végétation dans les steppes du sud de la Tunisie. Implications pastorales*. Université de Montpellier II, dissertation, 293 p.

Actualisation des limites de l'aire du bioclimat méditerranéen selon les critères de Daget (1977)

Updating the limits of the Mediterranean bioclimate area according to the criteria of Daget (1977)

C. ROUMIEUX^{1,2}, G. RACCASI³, E. FRANQUET¹,
A. SANDOZ², F. TORRE¹ et G. METGE¹

1. Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie (IMEP, UMR-CNRS 6116), Université Paul-Cézanne, Aix-Marseille 3 (case 441). 13397 Marseille cedex 20, France

2. Centre de recherche La Tour du Valat, Le Sambuc, 13200 Arles, France

3. Centre européen de recherche et d'enseignement en géosciences de l'environnement (CEREGE, UMR-CNRS 6635), Europôle de l'Arbois, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 04, France

Résumé

La question de la délimitation d'une enveloppe climatique méditerranéenne (ECM) est débattue depuis le milieu du XIX^e siècle. Après une revue bibliographique des travaux permettant de délimiter le climat méditerranéen, nous orientons notre travail sur l'exploitation des critères déterminés par Daget (1977). Il propose de retenir deux critères de délimitation, à savoir, l'été doit être la saison la moins arrosée (critère 1) et l'indice de sécheresse physiologique estival doit être inférieur à 5 (critère 2). Ce choix de critères est l'aboutissement de travaux antérieurs effectués par un ensemble d'auteurs. Une autre justification du choix de retenir les critères de Daget (1977) est la notoriété de la carte produite. La carte originelle de Daget (1977) est basée sur les données météorologiques concernant un ensemble de 520 stations au maximum. La carte actualisée que nous proposons est établie sur la base de données WorldClim. Cette base de données tire parti d'un réseau mondial de 47 554 stations et donne accès notamment aux précipitations mensuelles et températures mensuelles moyennes minimales et maximales sur la période 1950-2000. La base WorldClim propose de délivrer des données interpolées selon une résolution de 1 km². À l'échelle du bassin méditerranéen, l'interpolation repose sur 10 177 stations. Notre travail permet de propo-

ser une carte actualisée de l'ECM de Daget (1977). L'ECM originelle et l'ECM actualisée représentent respectivement une surface de 11 155 et 11 988 km². Cette différence est pour une part liée aux arbitrages opérés par Daget dans des zones peu denses en stations météorologiques. Les différences entre les deux cartes sont décrites région par région. Enfin, la question de la multiplicité des enveloppes proposées dans la bibliographie est soulevée et des pistes de convergence de critères sont évoquées. Cette même démarche d'actualisation des cartes existantes a été appliquée et les cartes obtenues sont téléchargeables sur le site <http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr/fr/mini-site/miniecologialarchives-electroniques.html>

Abstract

The Mediterranean basin is a set of geographical areas at the edge of the Mediterranean sea, but its boundaries are not unanimously established. They result in a multi-millennial coevolution between natural ecosystem and human societies with a complex geological and biogeographical history. The Mediterranean basin shows a remarkable diversity of species, habitats and landscapes. The Mediterranean climate is a transitional stage between temperate and tropical climate (Emberger 1971; Quézel 1985) with

Mots clés : enveloppe climatique méditerranéenne, bioclimatologie, région méditerranéenne.

Keywords: Mediterranean climate envelop, bioclimatology, Mediterranean region.

a dry and warm summer period (Quézel et Médail 2003). The question of a delimitation of a Mediterranean climate envelop (MCE) is discussed from mid 19th century (Grisebach 1866). Numerous definitions according to floristic, climatic or bioclimatic criteria have been proposed with corresponding geographical maps. Daget (1977) proposed the two different following criteria: (1) summer is the driest season and (2) a drought physiological indicator < 5. Criterion 1 is analogous to the one of Emberger (1941) and criterion 2 is in agreement with Bagnoul et Gaussens (1953, 1957). Daget (1977) used a standard seasonal approach (4 calendar seasons). Daget approach is the result of a long sequence of publications. Another justification of the choice of Daget criteria is the popularity of the resulting map. Historical map of Daget (1977) is based on a network of a maximum of 520 meteorological stations from the Meteorological Office of 1954. Our updated map is based on the Worldclim database, version 1.4 which gathers monthly precipitation and temperature from a network of about fifty thousand worldwide stations (averaged on a 1950-2000 period). Worldclim database proposes interpolated data on a 1 km² definition at global scale. The method used for interpolation is proved to be especially accurate in regions with important topographical variability (Hutchinson 2004). At the scale of the Mediterranean Basin, the interpolation is based on 10177 stations. Our work proposes an updated map of the MCE of Daget taking advantage of the densification of the meteorological stations network (10177 vs. 520 stations). Historical and updated maps represent respectively areas of 11155000 and 11988000 km². Differences are mainly explained by the need of subjective interpretation of low density station areas. Some zones were excluded by historical MCE and now included: South part of Arabian Peninsula, Kazakhstan, Kyrgyzstan, Tajikistan, Pakistan and Russia. Other regions are now excluded in the updated MCE: Libyan and South Egyptian regions, the Northeast of Spain, the North of Italy and the Balkans. The updated MCE from Daget (1977) is constrained by criterion 1 in the South. European north-western limit is constrained by criterion 2. In Asia, criterion 1 constrains the Northern limit of the updated MCE.

Mapping information was obtained by a specific geographical system from the synthesis of different climate information layers (precipitation, temperature). Original map from Daget (1977) has been digitised to allow direct comparison. These tasks were processed in Arcgis 9.2 software. Finally, the question of the multiplicity of ECM's proposed in the literature is addressed and criterion convergence perspectives are questioned. Updated maps from concurrent historical maps have been obtained. In a near future, we will propose an evolution of the MCE using a more relaxed definition of seasons. Also in the midterm, distinction of bioclimatic stages in the Mediterranean region will be proposed. This subdivision of MCE could be obtained using alti-

tudinal stages, pluviothermic ratio of Emberger (1955) or the detailed seasonality of maximum precipitation (spring, autumn or winter).

Downloading of the corresponding map is possible at <http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr/fr/mini-site/mini-ecologia/archives-electroniques.html>

Introduction

Le bassin méditerranéen représente l'ensemble géographique comprenant les territoires bordant la mer Méditerranée. Cette définition – en termes de proximité à la mer, voire de prise en compte des bassins versants – n'impose pas de limites précises. Ainsi, l'appartenance de tel ou tel territoire du pourtour méditerranéen à cette région, considérée sous l'angle du bioclimat, est forcément discutable, d'autant plus que le terme « Méditerranée » signifie étymologiquement parlant « au milieu des terres ». Le bassin méditerranéen désignerait donc un territoire autour d'une mer au milieu des terres...

Le bassin méditerranéen comprend environ 5 000 îles dont 4 000 ont une surface de moins de 10 km². Ces îles représentent une forte contribution à la biodiversité globale avec un haut niveau d'endémisme. La présence de 25 000 espèces végétales, dont plus de la moitié sont endémiques (Quézel 1985), fait du bassin méditerranéen l'un des 34 *hotspots* de biodiversité à l'échelle du globe (Médail & Quézel 1997 ; Médail & Myers 2004).

D'après Blondel (2006), la biodiversité du bassin méditerranéen est le résultat d'une coévolution plurimillénaire entre composante de l'écosystème et les sociétés humaines. L'histoire géologique et géomorphologique complexe, alliée à des origines biogéographiques diversifiées de sa faune et de sa flore, ont contribué à la remarquable diversité d'espèces, d'habitats et de paysages (Quézel 1985 ; Blondel 2006). Une des plus importantes conséquences de l'action de l'homme est la perte estimée de plus de 85 % de la surface forestière méditerranéenne par rapport à l'optimum postglaciaire (Quézel & Médail 2003). Le bassin méditerranéen au sens large concentre 400 millions d'habitants dont 135 millions en zone littorale causant une pression démographique importante. Les prévisions font état d'une augmentation de 4 millions d'habitants à l'horizon 2025 (McGinley 2007).

Le bassin méditerranéen a donné son nom au climat qui le caractérise. Climat de transition entre climats tempérés et tropicaux (Emberger 1930, 1971 ; Quézel 1985), il se définit par l'existence d'une période estivale sèche et chaude qui soumet la végétation à un important stress hydrique (Quézel & Médail 2003 ; Médail 2008). La question de la délimitation d'une enveloppe climatique méditerranéenne (ECM) est débattue au moins depuis les travaux de Grisebach en 1866 (Quézel 1985). Quézel (1985) distingue trois grands types de définitions d'une ECM : une définition floristique, une définition climatique et une définition bioclimatique selon les critères pris en considération pour la définir. Même si les frontières entre ces différentes définitions sont relativement poreuses, nous avons conservé ce type de présentation.

Les travaux les plus anciens reposent sur une définition exclusivement floristique et elle a été notamment développée par Grisebach, Drude et Flahaut. Mais cette délimitation est mise à mal par l'influence ancienne de l'homme sur les écosystèmes et la flore (voir plus haut). De sorte, la végétation exprimée actuellement peut s'éloigner d'une végétation potentielle qui seule est indicatrice de conditions climatiques particulières. En ce sens, Daget (1980) rappelle qu'*Olea europea* L. a été planté et végète en France sur la côte bretonne, dans la région pontique (Turquie), en Argentine ou au Venezuela et il n'est jamais présent ni dans les montagnes, ni dans les deltas où le climat est pourtant encore de type méditerranéen. L'utilisation de critères floristiques restreints ne permet donc pas de délimiter une ECM et seules des approches de modélisations biogéographiques portant sur un contingent important d'espèces végétales pourraient atteindre cet objectif (F. Médail, comm. pers.).

De Martonne (1927) est le premier à proposer une définition climatique du climat méditerranéen. C'est un climat tempéré de la zone subtropicale qui se différencie par un hiver doux (la température moyenne du mois le plus froid doit être supérieure à 5 °C) et une saison chaude et sèche (la température moyenne du mois le plus chaud est supérieure à 20 °C).

La classification climatique opérée par Köppen (1936) doit beaucoup à sa qualité de botaniste. Cette classification n'identifie pas en tant que tel un climat méditerranéen mais une déclinaison de zones à climat tempéré. En outre, elle ne se focalise pas sur un climat par-

ticulier mais a pour objet la définition de l'ensemble des climats du globe. Ce travail à l'échelle globale ne permet donc pas une définition précise du climat méditerranéen. Encore une fois, la référence à un critère « hiver doux » paraît trop restrictive. En 2007, Peel *et al.* ont proposé une mise à jour de la classification climatique globale de Köppen (1936) toujours à l'échelle du globe.

De nombreux auteurs (Gausson 1954 ; Trewartha 1954 ; Walter & Lieth 1960) ont proposé d'autres définitions, mais les résultats obtenus dans la délimitation du climat méditerranéen sont plus ou moins similaires (Quézel & Barbero 1982). Aschmann (1973), climatologue nord-américain, propose des valeurs limites dans les facteurs thermiques et dans la distribution des précipitations. Il intègre la notion de bisaisonnalité dans son approche de définition du climat méditerranéen. Cet auteur est largement cité dans la littérature scientifique sur le questionnement des délimitations biogéographiques et bioclimatologiques du bassin méditerranéen.

Daget (1977) propose une approche explicitement bioclimatique pour définir ce qu'il appelle l'aire isoclimatique méditerranéenne. Il s'inspire essentiellement des travaux de Emberger (1930) et de Bagnouls et Gausson (1953). Sa définition bioclimatologique est aujourd'hui unanimement reconnue par la communauté scientifique travaillant sur le bassin méditerranéen (Quézel 1985).

Ce travail a pour objectif d'exploiter les outils et les données les plus récents en tirant parti d'une densification du réseau de stations météorologiques pour proposer une véritable actualisation de la délimitation de l'enveloppe climatique méditerranéenne (ECM) sur la base de critères climatiques proposés par Daget en 1977. Notre souhait n'est pas de discuter plus avant des critères retenus par chacun des auteurs mais de proposer une carte actualisée sur la base des travaux d'un auteur parmi les plus cités. Daget (1977) est l'aboutissement des travaux réalisés par de nombreux prédécesseurs comme indiqué plus haut. Les cartes présentées dans cet article concernent la délimitation selon les critères de Daget (1977). Les cartes actualisées d'un certain nombre d'autres auteurs dont les travaux sont liés ou non à ceux de Daget (1977) sont disponibles sur le site de la revue*.

* <http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr/fr/mini-site/miniecologia/archives-electroniques.html>

Données et méthodes

Origine des données

Les données utilisées dans cette étude sont celles fournies par la base de données « Worldclim, version 1.4 » (www.worldclim.org) (Hijmans *et al.* 2005). Cette base de données tire parti d'un réseau mondial de 47 554 stations météorologiques. Le réseau donne accès notamment aux précipitations mensuelles (moyenne des précipitations mensuelles sur une période de 50 ans, Prec) ainsi qu'aux températures mensuelles moyennes maximales (Tmax) et minimales (Tmin). Tmax (Tmin) correspond à la moyenne des températures maximales (minimales) sur la période 1950-2000. Hijmans *et al.* (2005) proposent une interpolation Spline établie par le logiciel Anuspline (Hutchinson 2004) sur la base d'une résolution spatiale de 1 km et à l'échelle du globe. Cette interpolation tient compte de l'altitude. La précision dépend évidemment de la densité de stations météorologiques disponibles qui est relativement faible en région montagnaise. Les auteurs ont noté que les valeurs de température et de précipitation sont sous-estimées dans les régions de latitude élevée et surestimées en milieu tropical. Ils ne font part d'aucun biais spécifique à l'échelle du bassin méditerranéen.

Outil géomatique et définition d'une enveloppe climatique méditerranéenne (ECM)

Les données WorldClim constituent autant de couches d'information que de critères à satisfaire et définis au préalable, qu'il s'agira de croiser pour obtenir une enveloppe climatique. L'exploitation des fichiers de données s'effectue sous le logiciel ArcGis 9.2. La calculatrice raster et les fonctions de statistiques de cellules permettent d'obtenir une représentation spatiale de chacun des critères utilisés. Par la suite, l'ECM est obtenu par croisement des critères prédéfinis. Cette procédure permet d'établir la carte climatique sur la base des critères proposés par Daget (1977).

Comparaison entre cartes originelles et cartes actualisées à l'échelle méditerranéenne

L'ECM originelle de Daget (1977) a été intégrée dans le Système d'information géographique Arcgis 9.2 par vectorisation.

Daget (1977) utilise les données du Meteorological Office (1954) et précise que sa carte est basée sur 520 stations sans toutefois indiquer si les précipitations et les températures étaient à la fois disponibles.

Dans le but de justifier les différences éventuelles entre la carte actualisée et la carte originelle de Daget (1977), nous avons pu nous procurer les coordonnées géographiques de l'ensemble des stations climatiques utilisées par la base de données WorldClim (Hijmans, comm. pers.). Ces informations nous permettent d'évaluer la densité de ce réseau par région à l'échelle méditerranéenne. Le total des stations utilisées pour cette étude est au final de 10 177 stations (figure 1).

Définition des enveloppes climatiques méditerranéennes

Définition des saisons

Daget (1977) adopte une définition trimestrielle des saisons adaptée en fonction des régions. Dans les zones littorales, l'été est défini sur la période « juillet-août-septembre ».

Critères délimitant l'ECM de Daget (1977)

Daget (1977) considère que le climat est méditerranéen quand l'été est la saison la plus sèche et qu'il existe une période de sécheresse physiologique. L'été doit être la saison la moins arrosée (critère 1) et l'indice de sécheresse physiologique estival (S) doit être inférieur à 5 (critère 2). Cet indice a été déterminé par Emberger (1941) à partir des travaux Giacobbe (1938) et se définit par :

$$S = P_E/M$$

Avec P_E , le total des précipitations moyennes du trimestre estival (en mm) et M , la moyenne des températures maximales du mois le plus chaud (en °C).

Emberger (1941) a proposé de définir un été sec sur la base d'un indice de sécheresse estival (S) inférieur à 7. Par la suite, ce nombre a été ramené à 5 en accord avec le critère de xéricité développé par Bagnoul et Gaussens (1953, 1957). Les deux critères de Daget (1977) peuvent se résumer ainsi :

Critère 1 : Σ Prec (juillet à septembre) < Σ Prec (octobre à décembre),

Σ Prec (juillet à septembre) < Σ Prec (janvier à mars),

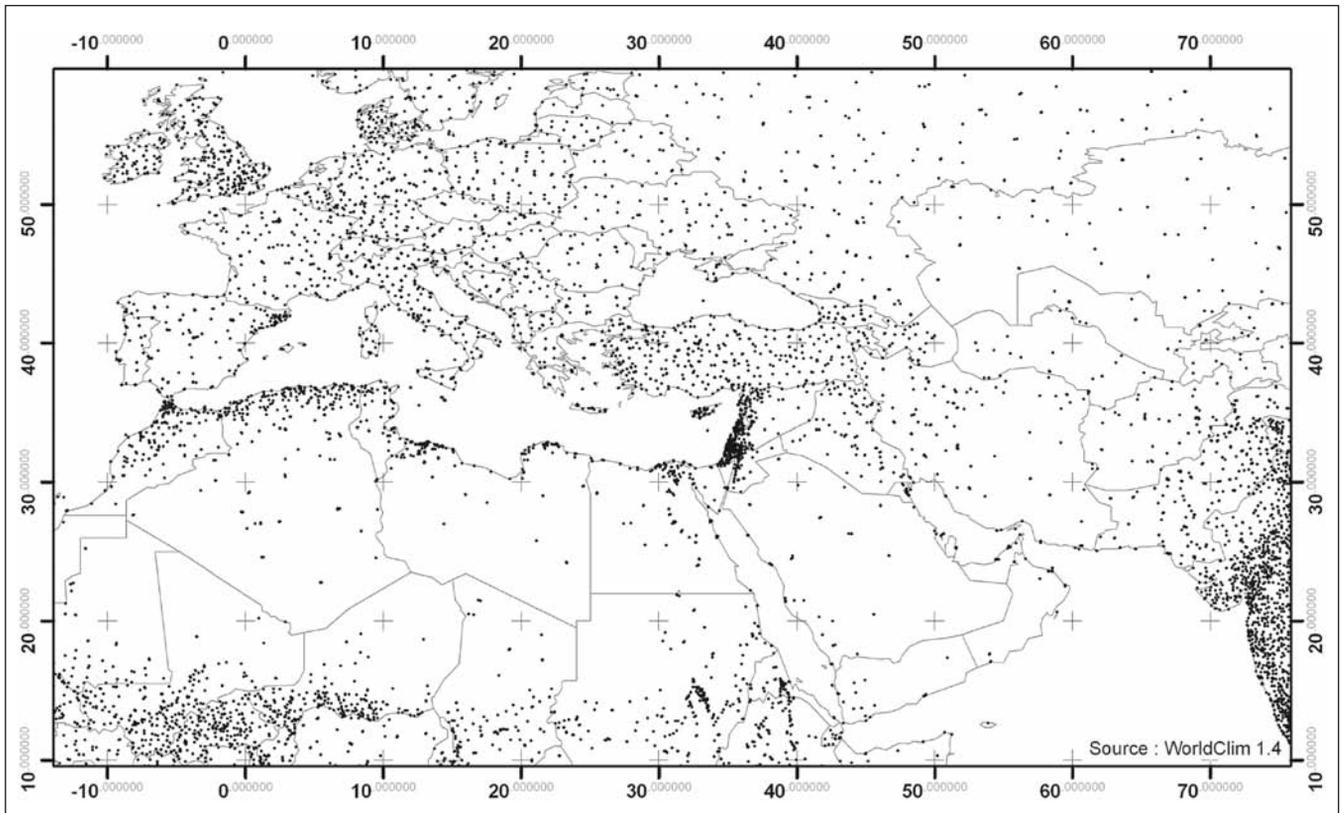


Figure 1 – Localisation du réseau climatologique utilisé pour cette étude (Hijmans, comm. pers.).

Figure 1 – Location of the set of worldwide meteorological stations (Hijmans, comm pers).

et $\Sigma \text{Prec (juillet à septembre)} < \Sigma \text{Prec (avril à juin)}$.

Critère 2 : $[\Sigma \text{Prec (juillet à septembre)}/M < 5]$ avec $M = \text{Max (Tmax)}$.

Résultats et discussion

Comparaisons entre la carte originelle de Daget (1977) et la carte actualisée

La vectorisation de la carte de Daget de 1977 a permis de calculer la superficie de l'ECM originelle qui est de 11 155 671 km². L'ECM actualisée que l'on observe sur la figure 2 possède quant à elle une superficie de 11 988 392 km². L'ECM actualisée selon les critères retenus par Daget (1977) est une bande comprise entre les parallèles 45° et 22° nord centrée par rapport à la mer Méditerranée. La limite sud de l'ECM selon Daget (1977) est déterminée par le critère 1 [été moins arrosé]. En Europe occidentale, le critère 2 $[\Sigma \text{Prec (juillet à septembre)}/M < 5]$ établit la limite nord de l'ECM. En Asie, c'est le critère 1 [été moins arrosé] qui fixe la limite

nord de l'ECM selon Daget. Enfin, entre mer Noire et mer Caspienne (Géorgie), les critères 1 et 2 ne sont pas satisfaits.

L'ECM de Daget actualisée montre quelques modifications par rapport à la carte originelle. Le nord-est de l'Espagne, le sud de la Libye et de l'Égypte ne font plus partie de l'ECM. Cependant dans la partie plus orientale, la limite actualisée est moins restrictive, car nous obtenons une extension de l'ECM vers le sud de la péninsule arabique (Yémen, Oman) et le sud-est de l'Iran et de l'Afghanistan.

Zones en apparition

Le sud de la péninsule arabique, le Kazakhstan, le Kirghizistan, le Tadjikistan, le Pakistan et la Russie sont en partie concernés par une extension de l'ECM sur la carte actualisée. Cette extension est limitée au sud, à l'est et au nord par le critère 1 [été moins arrosé]. La densification du réseau de stations météorologiques en est une nouvelle fois la cause. Le sud du Maroc présente également une extension de l'ECM. Pourtant, Daget (1977) utilise déjà un nombre conséquent de stations (figure 1).

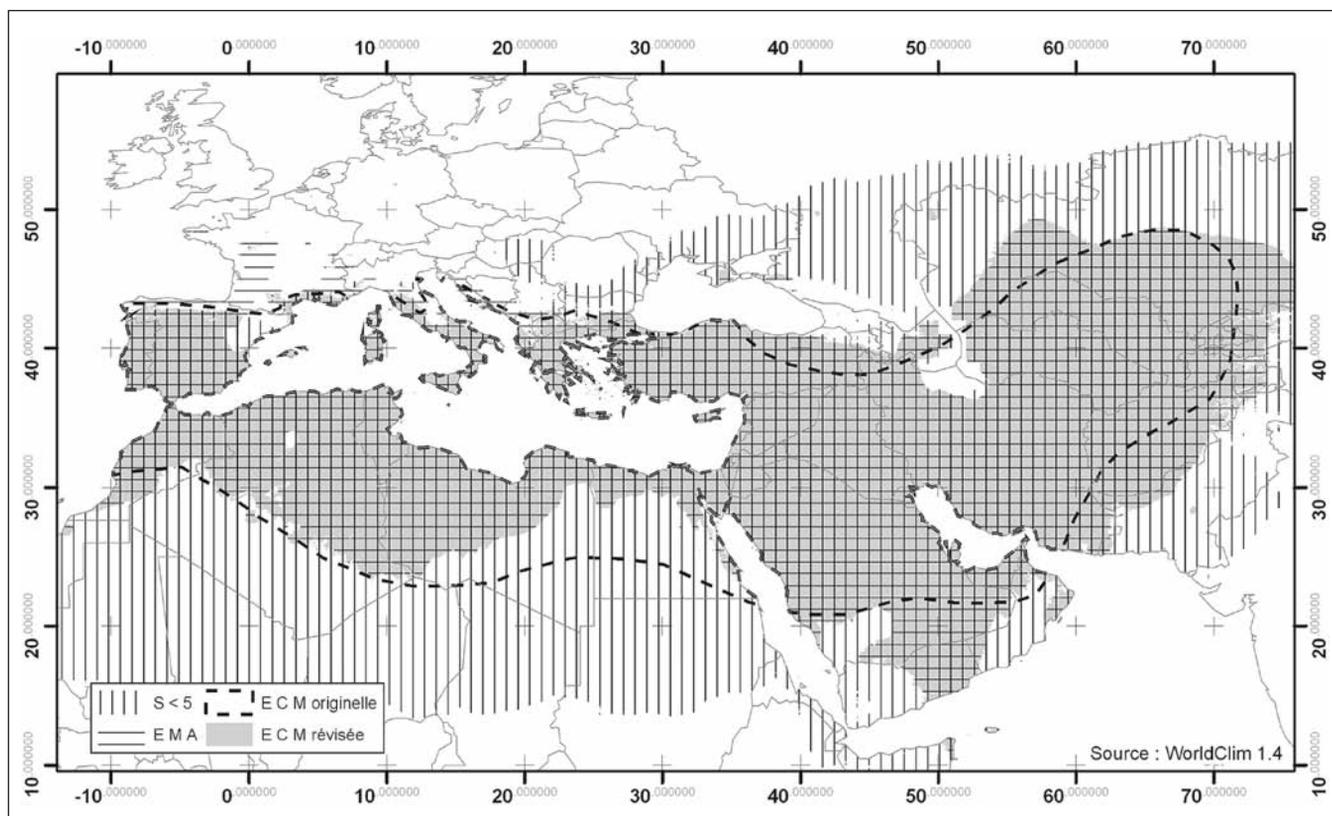


Figure 2 – Enveloppe climatique méditerranéenne (ECM) selon les critères de Daget (1977). L’ECM originale correspond à la limite de Daget calculée en 1977. ECM révisée est la limite recalculée à partir des données de WorldClim, version 1.4. Elle correspond à l’intersection des 2 critères (surface hachurée) : critère 1 : l’été est la saison la moins arrosée (EMA) et critère 2 : indice de sécheresse estivale d’Emberger, $S < 5$. [Σ Prec (juillet à septembre)/M < 5] avec M = Max (Tmax).

Figure 2 – Original and revised Mediterranean Climate Envelope (MCE) according to Daget (1977). The original MCE corresponds to the boundaries of Daget calculated in 1977. Revised MCE is worked out from the WorldClim network of stations, version 1.4. Two criteria are crossed (hatched surface): criterion 1: The summer is the least rainy season (EMA) and Criterion 2: indication of summer drought of Emberger, $S < 5$. [Σ Prec (July to September)/M < 5] with M = Max (Tmax).

Zones en disparition

Les régions sud lybiennes et égyptiennes ne satisfont pas le critère 1 [été moins arrosé]. Le contour de l’ECM sur la carte originelle de Daget paraît relativement arbitraire. En effet, le réseau de stations météorologiques (figure 1) ne montre pas de stations dans cette région. Il semble que c’est la densification du réseau qui permet dans certains cas de mieux définir la limite de l’ECM.

La définition de la limite de l’ECM au nord-est de l’Espagne et de l’Italie comme dans les Balkans ne repose à chaque fois que sur une seule station sur la carte originelle. La densification du réseau météorologique peut donc encore expliquer ces disparités. Le critère 1 [été moins arrosé] définit la limite de l’ECM en Espagne et en Italie. Le critère 2 n’est également pas satisfait pour le nord de l’Espagne et de l’Italie et la région des Balkans.

Conclusion

La base de données WorldClim (Hijmans *et al.* 2005) a permis de disposer de données interpolées à haute résolution à l’échelle du globe. Sur la base de ces résultats, nous avons établi une délimitation actualisée de l’enveloppe climatique méditerranéenne. Nous proposons une définition formalisée de l’enveloppe climatique méditerranéenne qui doit conduire à : (i) l’amélioration de la résolution des cartes actuelles, (ii) la constitution d’un système d’informations géographiques implémenté des algorithmes de définition classique du climat méditerranéen, (iii) suivre l’évolution de l’enveloppe climatique en utilisant les résultats des modèles officiels.

Ce travail a permis de proposer une méthode et de définir une première limite actualisée du climat méditerranéen. À cette occasion, nous

avons pu constater l'ancienneté des discussions sur la délimitation du climat méditerranéen (fin XIX^e siècle). Cette situation aboutit aujourd'hui à la coexistence – selon la filiation – de multiples enveloppes. En ce sens, nous envisageons de compléter notre définition par l'intégration de critères suscités par les travaux d'autres auteurs comme Aschmann (1973). Les outils géomatiques modernes permettent de faciliter les aspects techniques de ce travail. L'existence de cartes de répartition de la végétation pourrait – dans ce cadre – servir de référence pour peu que les espèces caractéristiques du climat méditerranéen soient considérées. Ensuite, nous espérons amender la carte de Daget (1977) dans le sens d'un assouplissement d'une définition trop figée dans le temps des saisons notamment celle de l'été ; cette évolution pourrait permettre de modifier le critère 1 (« l'été est la saison la moins arrosée »). Enfin, à moyen terme, une distinction actualisée des différents étages bioclimatiques en région méditerranéenne pourra être proposée.

Remerciements

Ce travail est financé par la région Provence-Alpes-Côte d'Azur dans le cadre d'une bourse doctorale régionale. Les auteurs souhaitent remercier A. Baumel et S. Youssef de l'IMEP pour avoir attiré notre attention sur la base de données WorldClim ainsi que M. Hijmans qui nous a facilité l'accès aux données et les deux rapporteurs J. Guiot et F. Médail pour leurs remarques et relectures.

Références

- Aschmann H., 1973. Distribution and peculiarity of Mediterranean ecosystems. In: Di Castri F. & Mooney H.A. (ed.), *Mediterranean ecosystems: origin and structure*. Springer Verlag, New York: 11-19.
- Bagnouls F. & Gaussen H., 1953. Saison sèche et indice xérothermique. *Bull. Soc. Hist. Nat.* 88 : 193-239.
- Bagnouls F. & Gaussen H., 1957. Les climats biologiques et leur classification. *Ann. Géogr.* 66 : 193-220.
- Blondel J., 2006. The “design” of mediterranean landscapes: A millennial story of Humans and ecological systems during the historic period. *Hum. Ecol.* 34: 713-729.
- Daget P., 1977. Le bioclimat méditerranéen : caractères généraux, mode de caractérisation. *Vegetatio* 34 : 1-20.
- Daget P., 1980. *Un élément actuel de la caractérisation du monde méditerranéen : le climat*. In : Naturalia Monspelienisa (ed.), n° hors série, Colloque de la Fondation L. Emberger sur « la mise en place, l'évolution et la caractérisation de la flore et de la végétation circumméditerranéenne ». Montpellier, 9-10 avril 1980 : 101-126.
- Emberger L., 1930. La végétation de la région méditerranéenne. Essai d'une classification des groupements végétaux. *Rev. Gén. Bot.* 42 : 641-662 et 705-721.
- Emberger L., 1941. Les limites de l'aire de la végétation méditerranéenne en France. *Bull. Sc. Nat.* 78 : 158-180.
- Emberger L., 1971. *Travaux de botanique et d'écologie*. Masson, Paris, 520 p.
- Emberger L., Gaussen H. & De Phillips W., 1963. *Carte bioclimatique de la région méditerranéenne*. Unesco, Paris, 60 p. (+ annexes).
- Gaussen H., 1954. *Théorie et classification des climats et microclimats*. VIII^e Congrès international de botanique. Paris, 2-14 juillet 1954 : 125-130
- Giacobbe A., 1938. Recherche ecologica sull'aridita nei paesi del Mediterraneo occidentale. *Webbia* 14 : 81-159.
- Hijmans R. J., Cameron S. E., Parra J. L., Jones P. G. & Jarvis A., 2005. Very High resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Hutchinson M. F., 2004. *Anusplin* Version 4.3. Centre for Resource and Environmental Studies. The Australian National University, Canberra, Australia.
- Köppen W., 1936. As geographische System der Klimate. In: Köppen, W. & Geiger R. (ed.), *Handbuch des Klimatologie* 3. Gebrueder Borntraeger, Berlin, 46 p.
- McGinley M., 2007. Mediterranean Basin. In: *Encyclopedia of Earth*. Eds. Cutler J. Cleveland, http://www.eoearth.org/article/Mediterranean_Basin
- Martonne de E., 1927. *Traité de géographie physique*, I. *Notions générales, hydrographie*. Armand Colin, Paris, 429 p.
- Médail F., 2008. Mediterranean. In: Jorgensen S. E. & Fath B. D. (eds.), *Ecosystems*. Vol. [3] of *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier, Oxford: 2296-2308.
- Médail F. & Quézel P., 1997. Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 84: 112-127.
- Médail F. & Myers N., 2004. Mediterranean Basin. In: Mittermeier R.A., Robles Gil P., Hoffmann M., Pilgrim J., Brooks T., Mittermeier C.G., Lamoreux J.

- & da Fonseca G.A.B. *Hotspots revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. CEMEX, Conservation International & Agrupación Sierra Madre, Monterrey, Washington & Mexico: 144-147.
- Meteorological Office, 1954. *Tables of temperature, relative humidity and precipitation for the world*. HMSO, London, 5 vol.
- Peel M. C., Finlayson B. L. & McMahon T. A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11: 1633-1644.
- Quézel P., 1985. Definition of the Mediterranean region and the origin of its flora in Plant conservation in the Mediterranean area. In: C. Gomez-Campo (ed.). *Plant conservation in the Mediterranean area*. W. Junk Publisher, Dordrecht: 9-24.
- Quézel P. & Barbero M., 1982. Definition and characterization of Mediterranean-type ecosystems. *Ecol. Mediter.* 8: 15-29.
- Quézel P. & Médail F., 2003. *Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier, Lavoisier, 573 p.
- Trewartha C., 1954. *An Introduction to climate*. McGraw Hill, New York, 102 p.
- Walter H. & Lieth H., 1960. *Klimadiagram-Weltatlas*. Fischer Verlag, Jena.

Analyse morphométrique et caryologique du rat rayé de la Tunisie (*Lemniscomys barbarus* : Murinae)

Morphometric and karyologic analysis of striped rat from Tunisia (Lemniscomys barbarus: Murinae)

T. SAIDI, S. NOUIRA, T. L. CHENITI et M. CHETOUI

Laboratoire d'écologie animale
Faculté des sciences de Tunis, Campus universitaire-2092 Tunis
E-mail : tounessaidi@gmail.com

Abstract

This work constitutes a contribution of biometric and karyologic studies of *Lemniscomys barbarus* (striped rat), a rodent captured in the Cap Bon (Tunisia). The morphological (T+C, Q, PP, O, PDS) and cranial parameters (LT, BZ, IO, D, B, MS, LN, FP) considered in this work permitted us to locate our specimens in the corresponding taxon. This data show us that our specimens appear morphologically similar to those identified in the north Tunisian and Africa. That may be related to trophic resources available and the warmer climate. The karyotype of the same individuals allowed us to establish for the first time in Tunisia the chromosome of *Lemniscomys barbarus* and secondly to determine the diploid number of this species and the place established in the nomenclature in the literature.

Résumé

Le présent travail constitue une contribution à l'étude biométrique et caryologique d'une espèce de rongeurs rencontrée dans la région du Cap Bon : *Lemniscomys barbarus* (rat rayé). Les paramètres morphologiques considérés dans ce travail (T+C, Q, P.P, O, Pds) ainsi que les paramètres crâniens (LT, BZ, IO, D, B, MS, LN, FP) nous ont permis de situer nos spécimens dans le taxon correspondant. De même, par leur grande taille, nos spécimens apparaissent morphologiquement similaires à ceux identifiés dans le nord de la Tunisie et de l'Afrique. Ceci peut être lié aux ressources trophiques plus disponibles et au climat plus clément.

Par ailleurs, l'examen du caryotype des mêmes individus nous a permis d'une part d'établir pour la première fois en Tunisie la garniture chromosomique de *Lemniscomys barbarus* et d'autre part de vérifier le nombre diploïde de cette espèce et de le situer dans la nomenclature établie dans la littérature.

Introduction

La sous-famille des Murinae comprend 71 genres répartis sur toute la surface terrestre (Gharaibeh 1997) parmi lesquels 6 genres seulement existent en Afrique du Nord. Le genre *Lemniscomys*, endémique en Afrique, est représenté au Nord par une seule espèce : *Lemniscomys barbarus* (Musser & Carleton 1993). C'est une espèce diurne, actif particulièrement au lever et au coucher du soleil (Sami 1993 et nos observations). Ses rayures claires et foncées sur le dos lui permettent de se camoufler entre les tiges d'herbes. En Tunisie, cette espèce paraît localisée au Nord du pays bien qu'elle a été trouvée, mais plus rarement, dans le centre dans les touffes de jujubier et les haies de cactus (Lataste 1887 ; Olivier 1896 ; Chaignon 1904 ; Conseil 1909 ; Wassilief 1932 ; Allen 1939 ; Blanc 1935 ; Bernard & Gannoun 1965 ; Harrison 1967 ; Bernard 1969, 1970). L'identification de l'es-

Keywords: *Lemniscomys barbarus*, rodent, morphology, skull, karyotype, Tunisia.

Mots clés : *Lemniscomys barbarus*, rongeur, morphologie, crâne, caryotype, Tunisie.

pèce a été basée sur les mesures corporelles classiques (Bernard 1969 ; Sami 1993). Dans ce présent travail l'étude caryologique relative à cette espèce, réalisée pour la première fois en Tunisie, nous confirme l'étude biométrique.

Matériel et méthodes

Quinze spécimens ont été capturés, dans des zones herbacées à végétation buissonnante, dans la région de Grombalia (nord de la Tunisie) située principalement dans l'ambiance bioclimatique semi-aride supérieure. Le sol est argilo-calcaire où dominant les champs de vigne, d'orge et d'amande avec d'autres plantes spontanées caractéristiques des zones forestières. L'étude morphométrique a porté sur les mensurations corporelles et crâniennes. L'étude caryologique a été réalisée à partir des plaques chromosomiques isolées de la moelle osseuse selon la méthode de l'*air-drying* (Hsu & Patton 1969). Quarante-cinq minutes avant d'être sacrifiés, les animaux ont été injectés avec 0,01 ml par gramme d'une solution Velbe (10 mg de sulfate de vinblastine dans 40 ml de NaCl 8,5 %). Les cellules de moelle osseuse ont été éclatées dans une solution hypotonique (KCl 0,075 M) pendant 20 minutes à 37 °C, puis fixée sur un 3:1 méthanol/solution d'acide acétique à 4 °C pendant au moins 20 minutes. Au moins 10 métaphases par échantillon ont ensuite été

observées à l'aide de Giemsa R (4 % dans un tampon phosphate pH = 6,8). L'analyse des chromosomes a été effectuée à l'aide d'un microscope Nikon sous l'objectif 100 à immersion. Pour la nomenclature des chromosomes nous nous sommes basés sur celle de Nesbitt et Francke 1973 ; celle de Dutrillaux et Couturier 1981 ; Cowell 1984.

Résultats

Son nom rappelle son aspect extérieur, c'est un animal un peu plus grand que la souris domestique. Le dos est rayé longitudinalement de teinte fauve clair, présentant une bande médiane brune très sombre ; avec sur les flancs (*i.e.* de part et d'autre de cette bande brune) des bandes latérales longitudinales et continues : 5 jaunes et 5 brunes en alternance, le ventre est d'un blanc crème. Ses oreilles sont de structure fine. Sa longue queue avec quelques poils très fins se termine par un pinceau presque effacé.

L'examen du tableau 1 montre des divergences importantes entre la population du nord de l'Afrique et celle de l'Afrique centrale et de l'Ouest. La queue, les pattes postérieures et les oreilles paraissent plus développées chez nos spécimens par rapport à celles de Mateur, du Maroc, de l'Algérie et de l'Afrique centrale et de l'Ouest.

**Tableau 1 – Comparaison des mensurations corporelles (mm) de nos spécimens *L. barbarus* à celles établies par d'autres auteurs en Tunisie et ailleurs.
Pds (g) : poids ; T+C : tête + corps ; Q : queue ; P.P : patte postérieure ; O : oreille.**

	Pds (g)	T+C	Q	P.P	O	Références
<i>L. barbarus</i> Tunisie (Cap Bon)	44,51 (42-45)	114 (98-118)	132,5 (128-135)	30,16 (29-31)	17,5 (16-19)	Présent travail
<i>L. barbarus</i> Tunisie (Mateur)		113,25 (90-120)	116,15 (105-130)	26,9 (25-29,3)	11,66 (11-13)	Sami 1993
<i>L. barbarus</i> Tunisie		80-130	85-140	25-30		Bernard 1969
<i>L. barbarus</i> Algérie (Azeffoun)	49	113		25	15	Filippucci <i>et al.</i> 1986
<i>L. barbarus</i> Maroc		115,33 (99-128)	123,61 (109-135)	26,80 (25-29)	11,79 (11-13)	Sami 1993
<i>L. barbarus</i> Maroc		100-110	115-130	24-28	13-16	Petter et Saint-Girons 1965
<i>L. barbarus</i> Maroc		90-110	105-130	24-28	13-16	Aulagnier et Thevenot 1986
<i>L. barbarus. olga</i>		89 (110-117)	109 (101-118)	23 (22-25)	13 (13-14)	Rosevear 1969
<i>L. barbarus. oweni</i> Afrique centrale		93 (86-105)	113 (110-117)	23 (22-24)	14 (12-14)	
<i>L. barbarus. nigeriae</i>		95 (85-108)	113 (96-119)	24 (22-26)	14,5 (13-15)	

Tableau 2 – Comparaison des mensurations crâniennes (mm) de nos spécimens *L. barbarus* à celles établies par d'autres auteurs en Tunisie et ailleurs.

LT = longueur totale du crâne ; BZ = largeur bizygomatique ; IO = largeur du rétrécissement interorbitaire ; D = longueur du diastème ; B = longueur de la bulle tympanique ; MS = longueur de la rangée des molaires supérieures ; LN = longueur des naseaux ; FP = longueur des fentes palatines.

	LT	BZ	IO	D	B	MS	LN	FP	Références
<i>L. barbarus</i> (Cap Bon)	31,59 (31,40-32,23)	11,8	4,67 (4,34-5,07)	7,92 (7,68-8,25)	5,82 (5,23-6,14)	5,24 (5,00-5,33)	10,33 (10,04-11,57)	6,12 (5,40-7,06)	Présent travail
<i>L. barbarus</i> (Mateur)	29,9 (27,40-32,46)	-	4,80 (4,40-5,23)	7,20 (6,30-7,80)	5,30 (4,76-6,10)	5,40 (5,00-5,71)	11,25 (10,40-12,50)	6,49 (6,06-7,16)	Sami 1993
<i>L. barbarus</i> (Maroc)	30,57 (28,45-32,75)	-	4,84 (4,55-5,25)	7,25 (6,43-8,10)	5,82 (5,25-6,5)	5,53 (5,10-5,90)	11,97 (11,0-13,50)	6,22 (5,55-7,20)	Van Der Straeten in Cheniti et Sami 1989
	30,66 (27,6-33,25)	-	4,77 (4,10-5,40)	7,51 (6,2-8,4)	5,32 (5,00-6,60)	5,33 (5,00-5,80)	11,80 (9,60-13,00)	-	Sami 1993
	-	-	(4,4-5,5)	(6,5-8,5)	-	(4,5-5,5)	-	-	Petter et Saint-Girons 1965
	-	-	(4,4-5,5)	(6,5-8,5)	-	(4,5-5,5)	-	-	Aulagnier et Thevenot 1986
<i>L. barbarus</i> (Afrique centrale et de l'Ouest)	28,4 (27,5-29,1)	-	4,5 (4,3-5,0)	-	-	5,5 (5,2-5,6)	-	-	Rosevear 1969
	26,6 (25,7-27,8)	-	4,3 (4,1-4,4)	-	-	5,2 (5,0-5,4)	-	-	
	27,3 (26,8-27,9)	-	4,2 (4,1-4,3)	-	-	5,5 (5,3-5,7)	-	-	

Parmi les huit mensurations crâniennes considérées (tableau 2), LT (longueur totale du crâne) est plus développée chez le rat rayé du Cap Bon que chez celui de Mateur, du Maroc et de l'Afrique Centrale et de l'Ouest. Les autres caractères (IO, D, B, MS, FP) semblent être les mensurations les plus stables. LN (longueur des naseaux) est plus petite chez nos spécimens.

L'analyse du caryotype de cette espèce montre un nombre diploïde $2n = 54$ et un nombre fondamental d'autosomes $NFa = 58$, répartis en 6 chromosomes sub et métacentriques, 46 chromosomes acrocentriques, les chromosomes sexuels ou hétérochromosomes apparaissent en grand submetacentrique pour X et en petit submetacentrique pour Y (figure 1).

Discussion

Il ressort de cette étude morphologique que la taille de *L. barbarus* diminue progressivement en allant du nord vers l'ouest et le centre de l'Afrique. Les spécimens du nord sont de plus grande taille, la longueur de corps (T+C) est en moyenne de 115,33 mm chez la population marocaine, de 113 mm chez la population algérienne et 113,25 à 114,73 mm chez la population tunisienne alors qu'elle oscille entre 89 et 95 mm pour les sous-espèces de l'Afrique centrale et de l'Ouest. D'une façon

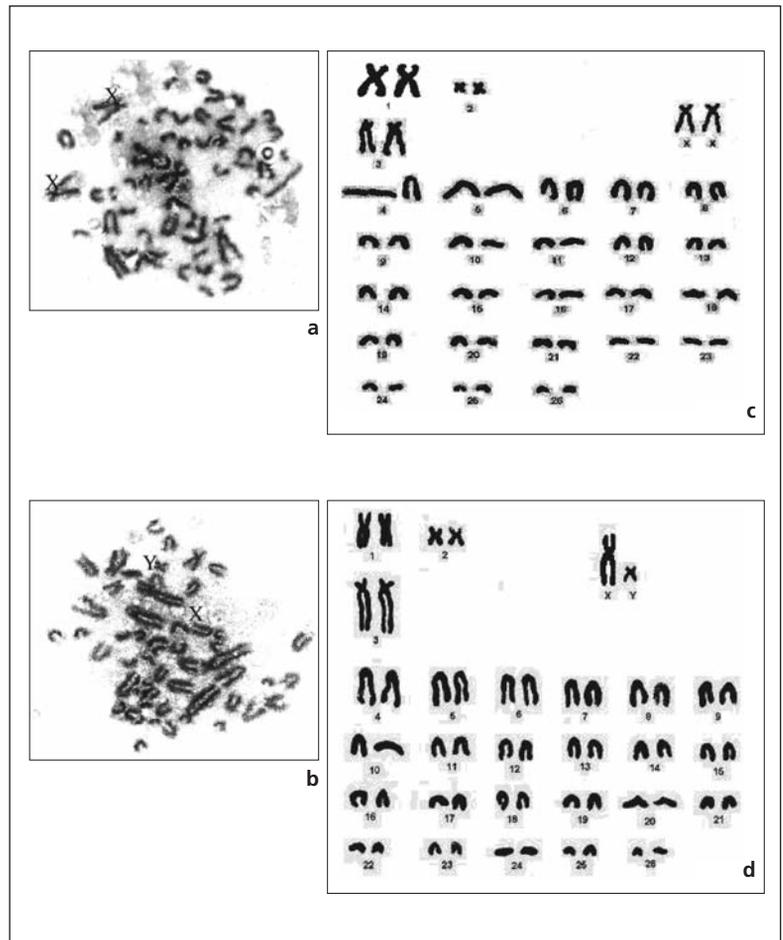


Figure 1 – Chromosomes de *Lemniscomys barbarus*.
a) Plaque méiotique d'une femelle au stade métaphase sous l'objectif 100 à immersion.
b) Caryotype d'une femelle, $2n = 54$; $NFa = 58$.
c) Plaque méiotique d'un mâle au stade métaphase sous l'objectif 100 à immersion.
d) Caryotype d'un mâle, $2n = 54$; $NFa = 58$.

générale, les spécimens de l'Afrique du Nord sont de grande taille par rapport à ceux de l'Afrique Centrale (Chéniti & Sami 1989). La longueur de la queue est aussi plus importante chez les populations nord-africaines, elle varie en moyenne entre 132,5 et 116,15 mm chez les individus nord-africains et entre 109 et 113 mm chez *L. barbarus* du centre et de l'ouest de l'Afrique. Les pattes postérieures sont également plus développées chez les spécimens nord-africains, elles varient entre 25 et 30,16 mm. Alors que cette valeur ne dépasse guère 24 mm pour l'espèce d'Afrique centrale et de l'Ouest. Le crâne de *L. barbarus* de l'Afrique du Nord est de plus grande taille, en effet, sa longueur est totale est en moyenne de 31,59 mm pour les spécimens tunisiens du Cap Bon et de 30,66 mm pour les spécimens marocains. Elle oscille de 26,6 mm à 28,4 mm chez les animaux de l'Afrique centrale et de l'Ouest (Rosevear 1969). Ces différents résultats montrent que les spécimens *L. barbarus* d'Afrique du Nord sont plus grands que ceux d'Afrique centrale et de l'Ouest. Les analyses morphologiques de Carleton et Van Der Straeten (1997) suggèrent que les formes au sud du Sahara se rapportent à une espèce à part entière. Selon ces auteurs, *L. barbarus* serait réservé aux formes du Maghreb et *L. zebra* (Heuglin 1864) serait réservé aux formes du sud du Sahara. Cette variation de taille entre les deux formes peut être liée aux conditions édaphiques et aux ressources trophiques disponibles ou bien à une spéciation due à l'isolement reproductif.

Les modifications climatiques affectent la diversité biologique, notamment la structure des communautés. Afin d'étudier la composition des rongeurs dans une région, il faut déterminer l'identité et l'abondance relative des espèces en présence, l'échelle à laquelle les communautés locales se différencient, les causes possibles de cette différenciation (par exemple : les ressources trophiques, les refuges, la compétition, l'adaptation aux conditions locales, etc.) (Chaline 2003). À l'échelle des gènes, les changements ne peuvent être que discontinus, puisqu'une base peut être remplacée par une autre, qu'une nouvelle base peut être intercalée (addition) ou une ancienne base éliminée (délétion). La transcription des gènes en protéines spécifiques distinctes ne fait que refléter la discontinuité des gènes (Chaline 2003). Dans la dimension temporelle, généalogique et géologique, les populations et les espèces peuvent présenter, soit une variation graduelle parfois

irréversible de quelques caractères correspondant au véritable gradualisme phylétique (chronomorphocline), soit des variations éco-phénotypiques potentiellement réversibles, mais sans changement de génotype.

Le phénomène d'isolement reproductif peut être expliqué dans notre cas par le fait que nos spécimens se trouvent dans des régions à un cycle saisonnier (où les pluies sont majoritairement hivernales) différent à celui des régions à climat soudano-sahélien. Cette différence de climat peut avoir une influence sur le rythme d'activité, les paramètres physiologiques y compris le cycle reproductif de l'espèce.

L'analyse des plaques mitotiques par la méthode de l'*air-drying* a mis en évidence un nombre diploïde de 54 chromosomes, le NFa est de 58. Cette garniture chromosomique est répartie en une grande paire de chromosomes submétacentriques, deux petites paires de chromosomes métacentriques et 46 chromosomes acrocentriques. Les hétérochromosomes X et Y se présentent en deux submétacentriques de taille inégale. Ce caryotype est semblable à celui qui a été établi en Algérie (Filippucci *et al.* 1986 ; $2n = 54$, NFa = 58), au Maroc (Stitou *et al.* 1997 ; $2n = 54$, NFa = 58). Carleton et van der Straeten (1997) considèrent les populations du nord-ouest de l'Afrique comme *L. barbarus*, et incluent toutes les populations subsahariennes en vertu de *L. zebra*, qui est considérée comme synonyme de *L. barbarus* par Musser et Carleton (1993). *L. zebra* de Tanzanie (Heuglin 1864) a un nombre diploïde $2n = 54$ et NFa = 58. Le caryotype est composé d'une paire de grandes chromosomes subtélocentriques, deux paires de petits chromosomes métacentriques, et par vingt-trois paires d'acrocentriques. Les hétérochromosomes sont composés par un chromosome X, grand sous-télocentrique, et par un chromosome Y, un petit sous-métacentrique. Le chromosome X est caractérisé par un polymorphisme dans l'hétérochromatine du bras court.

On peut conclure que la formule chromosomique des *L. barbarus* du Cap-Bon ($2n = 54$; NFa = 58) est la même que celle des *L. zebra* de Côte d'Ivoire (Matthey 1954), de Tanzanie (Castiglia *et al.* 2002), du Cameroun (Carleton & Van Der Straeten 1997) et du Niger (Dobigny *et al.* 2002). Cette étude cytogénétique confirme qu'il s'agit de la même espèce de Lemniscomys qui a été signalé au nord, au centre et à l'ouest de l'Afrique. L'étude de

l'ADN permet de rechercher des ressemblances non visibles directement sur le plan physique (phénotype).

Enfin, il nous semble intéressant d'approfondir ce travail et de le compléter par des investigations d'ordre biochimique telles que l'analyse de l'ADN mitochondrial et l'électrophorèse des protéines enzymatiques. Ceci nous permet certainement de mieux comprendre les mécanismes adaptatifs de cette espèce à son environnement ainsi que son évolution dans l'espace.

Références

- Allen J.A., 1939. A checklist of African Mammals. *Bull. Museum Comp. Zool.* Harvard, 83: 1-763.
- Aulagnier S. & Thevenot M., 1986. Catalogue des mammifères sauvages du Maroc. *Trav. Inst. Sc. (Sér. Zool.)* 41, Rabat : 153 p.
- Bernard J., 1969. Les mammifères de Tunisie et des régions voisines. *Bull. de la Fac. Agr. Université de Tunis* 5 : 42-160.
- Bernard J., 1970. Clef de détermination des rongeurs de Tunisie. *Arch. Inst. Pasteur de Tunis* 47 : 265-368.
- Bernard J. & Gannoun A., 1965. Étude de populations de rongeurs dans les cultures de la vallée de la Medjerda. *Bulletin de l'École nationale supérieure d'agriculture de Tunisie* 6 : 41-87.
- Blanc M., 1935. *Faune tunisienne* : dactylographiée en trois parties, 1. *Mammifères*. Mimeographed, 53 p.
- Carleton M.D. & Van Der Straeten E., 1997. Morphological differentiation among Subsaharan and North African populations of the *Lemniscomys barbarus* complex (Rodentia, Muridae). *Proceedings of the Biological Society of Washington* 110: 640-680.
- Castiglia R., Fadda C., Corti M., Scanzani A., Verheyen W. & Capanna E., (2002). Chromosomal evolution in the African Arvicanthine rats (Murinae, Rodentia) : comparative cytogenetics of *Lemniscomys (L. zebra, L. rosalia, L. striatus)* and *Arvicanthis dembeensis*. *J. Zool. Syst. Evol. Res.* 40: 223-231.
- Chaignon V.H., 1904. Contributions à l'histoire naturelle de la Tunisie. Mammifères. p. 37-51. In: Société d'histoire naturelle d'Autun. *Bulletin* 17 : 1-115.
- Chaline J., 2003. Continu versus discontinu, linéaire versus non linéaire dans l'évolution des espèces. *C. R. Palevol* 2 : 413-421.
- Cheniti T.L. & Sami K., 1989. *Lemniscomys barbarus* (rongeurs, Muridae) : données biosystématiques et écologiques. *Rev. Fac. Sci. Tunis* 4 (D) : 89-102.
- Conseil., 1909. Recherche sur la peste en Tunisie pendant l'année 1908. *Archives de l'Institut Pasteur de Tunis* 2 : 59 p.
- Cowell J.K., 1984. A photography representation of the variability in the G-banded structure of the chromosomes in the mouse Karyotype. A guide to the identification of the individual chromosomes. *Chromosoma*. 89: 294-320.
- Dobigny G., Noamao R. & Gautun J.C. 2002. A cytotoxic survey of rodents from Niger: implications for systematics biodiversity and biogeography. *Mammalia* 66: 495-523.
- Dutrillaux B. & Couturier J. 1981. *La pratique de l'analyse chromosomique*. Masson, Paris, 87 p.
- Filippucci M.G., Civitelli M.V. & Capanna E. 1986. The chromosomes of *Lemniscomys barbarus* (Rodentia, Muridae). *Bull. Zool.* 53: 355-358.
- Gharaibeh B. 1997. *Systematics, distribution and zoogeography of mammals of Tunisia*. A Dissertation in Biology, 372 p.
- Harrison. 1967. Observations on some rodents from Tunisia, with the description of a new gerbil (Gerbillinae : Rodentia). *Mammalia* 31: 381-389.
- Hsu T.C. & Patton J.L. 1969. Bone marrow preparations for chromosome studies. In : Benirschke K. (ed), *Comparative Mammalian Cytogenetics*. Springer-Verlag, Berlin: 454-460.
- Lataste F. 1887. *Catalogue critique des mammifères appélagiques sauvages de la Tunisie*. Imprimerie Nationale, Paris, 42 p.
- Matthey R. 1954. Recherches sur les chromosomes des Muridés. *Caryologia* 6 : 1-44.
- Musser, G. & Carleton M.D. 1993. Family Muridae. In: D. E. Wilson & D.M. Reeder (eds), *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. Institution, Press, Washing: 501-755 .
- Nesbitt M.N. & Francke U. 1973. A system of Nomenclature for Band Patterns of Mouse chromosomes. *Chromosoma* 41: 145-158.
- Olivier, E. 1896. Matériaux pour la faune de Tunisie. *Revue scient. du bourbonnais et du centre de la France* : 117-133.
- Petter F. & Saint-Girons M.C. 1965. Les rongeurs du Maroc. *Travaux de l'Institut scientifique Chérifien, série Zoologique* 31 : 55 p.
- Rosevear D.R. 1969. *The rodents of West Africa*. London Trustees of the British. Museum.
- Sami K. 1993. *Contribution à l'étude biologique et écologique de Lemniscomys barbarus (Rongeur, Muridae)*. Thèse de 3^e cycle (spécialité : Écologie animale), Fac. Sci. Tunis : 262 p.
- Straeten V.D. 1989. Communication personnelle. In: Cheniti T.L. & K. Sami, *Lemniscomys barbarus* (Rongeurs, Muridae) : données biosystématiques et écologiques. *Rev. Fac. Sci. Tunis*, 4 (D) : 89-102.
- Stitou S., Burgos M., Zurita F., Jimenez R., Sanchez A. & Diaz de la Guardia R. 1997. Recent evolution of NOR-bearing and sex chromosomes of the North African rodent *Lemniscomys barbarus*. *Chromosome Research*. 5: 481-485.
- Triman K.L., Davisson M.T. & Roderick T.H. 1975. A method for preparing chromosomes from peripheral blood in the mouse. *Cytogenet. Cell. Genet.* 15: 166-167.
- Wassilief A. 1932. Les rongeurs et les puces de la Tunisie et leur rôle dans la propagation de la peste. *Arch. Inst. Pasteur Tunis* 21(2) : 298-340.

Plantes invasives en région méditerranéenne : quelles restrictions d'utilisation préconiser pour les jardins et les espaces verts ?

*Invasive plants in the Mediterranean region:
what restrictions should be placed on their use in gardens
and amenity plantings?*

O. FILIPPI¹ et J. ARONSON²

1. Pépinière Filippi, R.D. 613, 34140 Mèze, France
olivier.filippi@wanadoo.fr

2. Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive (CNRS-UMR 5175),
Montpellier, France et Missouri Botanical Garden, États-Unis
james.aronson@cefe.cnrs.fr

Correspondance : olivier.filippi@wanadoo.fr

Résumé

Les jardins et les espaces verts sont de plus en plus nombreux en région méditerranéenne, entraînant un impact écologique significatif en raison de la consommation en eau douce et de l'application d'engrais et de pesticides qu'ils nécessitent pour leur entretien. Le choix d'espèces végétales exotiques ayant d'importantes qualités horticoles, par exemple des plantes couvre-sols plus résistantes à la sécheresse que le gazon traditionnel, peut s'avérer bénéfique pour réduire cet impact. Cependant, l'utilisation de plantes exotiques peut avoir également un impact négatif sur les écosystèmes naturels ou semi-naturels lorsqu'elles s'échappent des lieux de plantation et deviennent invasives. Les risques et les bénéfices présentés par certaines plantes exotiques potentiellement invasives imposent donc une réflexion approfondie sur les espèces à utiliser ou à éviter lors des plantations. Nous proposons un protocole d'aide à la décision pour déterminer quel type de restriction d'utilisation est à prescrire pour chaque espèce, en fonction d'un ensemble de critères d'évaluation tenant compte à la fois des impacts négatifs potentiels de l'espèce dans le milieu d'introduction et des bénéfices engendrés par son utilisation dans les jardins et les espaces verts. Un tableau de 20 espèces est présenté pour illustrer l'application du protocole et son utilité. Un modèle de base de données, rassem-

blant toutes les informations disponibles sur les impacts positifs et/ou négatifs d'une espèce exotique utilisée dans les jardins et les espaces verts, est également proposé et illustré à partir de l'espèce végétale *Lippia canescens* Kunth. Cette approche holistique pourrait aider à concilier les objectifs d'une horticulture écologiquement durable et les enjeux de conservation de la biodiversité et des écosystèmes naturels.

Abstract

Gardens and other amenity plantings are expanding rapidly throughout the Mediterranean region and may have a significant ecological impact due to fresh water consumption and use of fertilizers and pesticides. The choice of non-native plants with high horticultural value – for example attractive ground-cover species that are more resistant to dry conditions than conventional lawns – can help reduce this impact. However, some non-native plants may have a negative impact on natural or semi-natural ecosystems if they escape from planting areas and become naturalized. Here we provide an overview of the advantages and potential risks of using potentially invasive, non-native species in an horticultural setting and discuss assessment criteria to consider when framing recommendations or legislation aimed at restricting the spread and negative impact of

Mots clés : critères d'évaluation, impacts, bénéfices, protocole d'aide à la décision, *Lippia canescens* Kunth.

Key words: evaluation criteria, impacts, benefits, decision making protocol, *Lippia canescens* Kunth.

*invasive plants. We propose a simple decision-making protocol to help determine which types of restriction to prescribe for any given species. A sampler of 20 species is presented to illustrate the concept and utility of this approach. We also propose a model for a data base which assembles all the available information – both positive and negative – concerning a useful species of concern, *Lippia canescens* Kunth. This holistic approach could help reconcile objectives of an environmentally 'friendly' and sustainability-oriented horticulture, on the one hand, and of conservation of biodiversity and natural ecosystems on the other.*

Introduction

Dans la région méditerranéenne, l'accroissement du niveau de vie moyen et l'urbanisation galopante entraînent une augmentation des surfaces dédiées aux jardins et aux espaces verts (IFEN 2006), avec des conséquences environnementales et culturelles complexes qui méritent d'être étudiées dans leur globalité. Lieux d'agrément, de récréation et de lien social, les jardins et les espaces verts ont de multiples fonctions paysagères et environnementales. Conçus pour embellir les cadres de vie et de transport, ils contribuent aussi à la lutte contre l'érosion des sols, à la régulation des flux hydriques (Vergriete & Labrecque 2007), à la création de puits de carbone (Jo & McPherson 2001) et au maintien d'habitats et de corridors pouvant accueillir des oiseaux (Chamberlain *et al.* 2004), des mammifères et des insectes (Young 2008). Cependant, ces mêmes jardins et espaces verts, bien que perçus par le public comme des lieux de « Nature », peuvent avoir un impact négatif sur l'environnement en raison de leur consommation en eau, en pesticides, en engrais et en désherbants. Ils peuvent aussi être parfois le foyer de dissémination de plantes exotiques invasives (Marco *et al.* 2008), présentant des risques pour la santé humaine, l'économie et/ou la biodiversité et les écosystèmes autochtones (Heywood & Brunel 2009).

Le choix des espèces végétales utilisées dans les jardins et les espaces verts représente donc un enjeu majeur. Certaines plantes exotiques ont un réel intérêt non seulement paysager mais aussi environnemental, par exemple en diminuant l'impact écologique et la consommation en eau des jardins et des espaces verts traditionnels. Néanmoins, certaines de ces

mêmes espèces peuvent avoir des impacts négatifs potentiellement graves, lorsqu'elles s'échappent des lieux de plantation et envahissent les écosystèmes naturels ou semi-naturels.

Qu'est-ce qu'une plante invasive ?

Selon Richardson *et al.* (2000), une espèce invasive est une espèce exotique qui, ayant franchi les barrières successives qui limitaient sa reproduction, sa naturalisation et sa dispersion, connaît une phase importante d'expansion dans sa nouvelle aire d'introduction. Certains auteurs notent pourtant qu'il peut y avoir une confusion engendrée par le terme même d'*espèce* invasive : une espèce ne peut jamais être invasive en soi, ce n'est qu'une *population* d'une espèce, dans un lieu donné et à un moment donné, qui est invasive (Colautti & MacIsaac 2004). Cela veut dire qu'une population d'une espèce peut être invasive et avoir des impacts négatifs dans un endroit donné alors qu'une autre population de la même espèce peut avoir un usage procurant des bénéfices dans un autre endroit, sans présenter de risques (De Wit *et al.* 2001 ; Rouget *et al.* 2002 ; Tassin 2008).

Pour certaines plantes réputées invasives, il peut également exister une incertitude, à une échelle locale, sur le statut d'indigénat d'une espèce ou sous-espèce (Beisel & Lévêque 2009), car les données historiques nécessaires à la définition de ce statut font parfois défaut (Jauzein 2001). De plus, la définition même d'espèce indigène peut varier selon les auteurs (Sax *et al.* 2007 ; Warren 2007 ; Valéry *et al.* 2008) : certains s'appuient sur la notion d'indigénat administratif (Webb 1985), alors que les frontières politiques ne correspondent pas aux barrières biologiques et écologiques qui délimitent l'aire potentielle d'une espèce (Pascal *et al.* 2006 ; Lambdon *et al.* 2008), surtout dans la région méditerranéenne avec son histoire complexe de brassage et de migration des espèces végétales (Blondel *et al.* 2010). Ainsi, la notion d'espèce exotique, bien qu'essentielle pour définir les plantes invasives, prête parfois à confusion, la période temporelle et le domaine géographique considérés pour délimiter l'indigénat différant selon les auteurs (Pascal *et al.* 2009). Ces points de vue divergents ne facilitent pas la concertation avec le monde horticole pour définir quelles sont les plantes invasives à éviter lors des plantations.

Des recommandations parfois contradictoires

Pour limiter la propagation de plantes invasives ayant un impact négatif, telles les griffes de sorcière (encadré ci-contre), de nombreuses initiatives ont vu le jour dans différents pays du sud de l'Europe avec notamment la mise au point de listes d'espèces exotiques à ne pas utiliser dans les jardins et pour l'aménagement du paysage, l'horticulture ornementale étant reconnue comme l'une des voies majeures de diffusion des plantes invasives (Lambdon *et al.* 2008 ; Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe – DAISIE). Certaines de ces listes sont assorties de simples recommandations sur les espèces exotiques à ne pas planter (AME CBNMP 2003). D'autres, au contraire, font l'objet d'une législation interdisant la culture et la plantation d'une liste d'espèces exotiques, comme par exemple dans la région de Valence en Espagne (Generalitat Valenciana, Orden 2007/11801 du 10 septembre 2007).

Malheureusement, les listes d'espèces à éviter en horticulture, établies par les différentes agences de conservation dans le sud de l'Europe, sont basées sur des critères non homogènes d'une liste à l'autre (Heywood & Brunel 2009), ce qui alimente parfois des débats conflictuels préjudiciables à la mise en œuvre de ces recommandations. Certaines listes catégorisent les espèces invasives selon leurs impacts négatifs plus ou moins élevés, d'autres au contraire ne font pas de distinction entre les espèces nuisibles et celles qui ne le sont pas (Parker *et al.* 1999 ; Pysek *et al.* 2009). De plus, ces listes sont souvent établies à différentes échelles spatiales, par exemple à un échelon national ou régional, ce qui peut générer une confusion supplémentaire. Parmi les listes nationales de plantes invasives rassemblées dans le cadre du projet européen DAISIE, seules quelques-unes analysent en détail les impacts négatifs des espèces et plusieurs ne font pas de distinction entre les espèces exotiques naturalisées et celles qui n'ont qu'une présence fugace (Lambdon *et al.* 2008).

La pertinence des recommandations à destination de l'horticulture méditerranéenne est ainsi remise en cause par les contradictions qui apparaissent lorsque l'on compare les différentes listes de plantes à éviter ou à utiliser. On note par exemple qu'au Portugal, le Décret n° 565/99 du 21 décembre 1999 concernant les plantes invasives rend passible d'une amende pouvant atteindre 600 000

Les griffes de sorcière, un exemple de plante invasive

Les griffes de sorcière (*Carpobrotus acinaciformis* (L.) L. Bolus, *Carpobrotus edulis* (L.) N.E. Br. et leurs hybrides), originaires de la région du Cap en Afrique du Sud, sont des espèces qui colonisent les milieux littoraux sous climat méditerranéen (Vilà *et al.* 2008). Elles ont longtemps été utilisées en raison de leur potentiel pour stabiliser les milieux dunaires et fixer les talus et remblais proches du littoral. Mais les *Carpobrotus* se sont rapidement avérés invasifs dans les milieux littoraux, rochers côtiers, dunes vives et arrière-dunes, menaçant des végétaux endémiques ou à haute valeur patrimoniale (Médail 1999). En plus de leur croissance rapide par stolons, les *Carpobrotus* sont disséminés sur de longues distances par les rats et les lapins qui consomment les fruits et dispersent les graines. Les fourmis moissonneuses assurent un transport secondaire des graines (Muller 2004). La plante peut ainsi facilement se disséminer hors du lieu de plantation pour envahir des milieux naturels ou semi-naturels. Pourtant, les *Carpobrotus* sont encore commercialisés par certaines pépinières dans le sud de l'Europe alors même que d'importants programmes d'arrachage sont mis en œuvre pour limiter leur expansion et préserver la biodiversité des milieux littoraux, déjà largement menacée par la surfréquentation des côtes (IFEN 2006).

escudos (environ 3 000 euros) toute personne contribuant, y compris par le biais de plantations ornementales, à disséminer involontairement dans la nature les espèces telles que le cyprès commun (*Cupressus sempervirens* L.), pourtant cultivé depuis l'Antiquité tout autour de la Méditerranée (Albertini 2009), et le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.), considéré comme indigène dans la péninsule Ibérique à proximité immédiate du Portugal (Quézel & Médail 2003). Aux Baléares, le figuier (*Ficus carica* L.) est noté sur la liste des espèces exotiques potentiellement invasives (Moragues 2005), alors que c'est l'un des arbres fruitiers les plus anciennement cultivés par l'homme autour de la Méditerranée (Baud *et al.* 2005), introduit dans la péninsule Ibérique au moins depuis l'époque des Phéniciens (Albertini 2009). En Espagne, la plantation de *Medicago arborea* L., un arbuste ornemental réputé pour sa beauté et sa résistance à la sécheresse, est vivement encouragée pour créer des « jardins méditerranéens sans invasives » (Père Fraga i Arguimbau 2009), alors que cette même espèce est parfois répertoriée comme invasive à éviter dans le sud de la France (I. Mandon-Dalger, comm. pers. 2009.) De fait, *M. arborea* représente un cas exemplaire de l'ambiguïté concernant l'« invasion » versus la migration de certaines espèces de notre région car, selon Aubin (1981), son arrivée en Italie puis dans le Midi de la France illustre tout simplement la migration naturelle de nom-

breuses espèces de l'est vers l'ouest dans le bassin méditerranéen (Quézel *et al.* 1990).

L'amalgame entre les espèces ayant un véritable impact négatif et celles qui ont comme principal tort de ne pas être indigènes, ou considérées comme telles (Gould 1997), risque d'entraîner une surenchère dans l'établissement des listes de plantes indésirables, voire interdites, dans les jardins et espaces verts. Cette surenchère risque d'être contre-productive. Une telle démarche ne manquera pas de susciter une réaction négative de la part des professionnels de l'horticulture et du paysage, qui sont pourtant des acteurs incontournables dans la mise en place d'actions concrètes visant à limiter la diffusion des plantes dont certaines populations peuvent avoir un véritable impact négatif lorsqu'elles deviennent invasives. Pour pouvoir avancer sur ces dossiers sensibles – qui sont parfois empreints d'une forte dimension émotionnelle et subjective (Webb 1985 ; Wilcove *et al.* 1998) – et mettre en œuvre des mesures efficaces permettant de réduire le risque environnemental lié à l'utilisation de plantes non indigènes et potentiellement invasives dans les jardins et les espaces verts, il faut être particulièrement vigilant sur le choix des espèces ciblées et le bien-fondé des décisions (Ewel *et al.* 1999 ; Parker *et al.* 1999). Dans les sections suivantes, nous allons étudier différents critères d'évaluation des plantes potentiellement invasives qui permettraient d'aboutir à des prises de décision raisonnées sur les espèces à utiliser ou à éviter dans les jardins et espaces verts.

Méthode : élaboration d'un protocole d'aide à la décision

Critères d'évaluation des plantes invasives

L'Organisation européenne et méditerranéenne pour la protection des plantes (OEPP) propose de définir plusieurs catégories de plantes invasives correspondant à différents degrés de restrictions d'utilisation, certaines plantes potentiellement invasives pouvant être cultivées sans danger dans des lieux où elles ne risquent pas de s'échapper, d'autres étant à proscrire quel que soit le lieu de plantation

(Heywood & Brunel 2009). Cette catégorisation des plantes invasives établirait, selon ses auteurs, une passerelle de communication positive entre les professionnels de l'horticulture et ceux de la conservation, pour aboutir à des actions concrètes limitant la diffusion des espèces ayant un impact négatif. Malheureusement, la catégorisation des plantes invasives proposée par l'OEPP ne prend en compte qu'une seule partie des enjeux, à savoir les risques. Pour aller plus loin dans la voie de l'OEPP, nous proposons d'évaluer pour chaque espèce les inconvénients et les avantages, en étudiant non seulement les impacts négatifs potentiels d'une espèce dans la zone d'introduction, le risque de propagation hors des lieux de plantation, mais aussi les éventuels aspects écologiques et économiques *positifs* de l'utilisation de l'espèce dans les jardins et les espaces verts.

Prise en compte des impacts négatifs de l'espèce

Pour définir les restrictions d'utilisation à recommander aux professionnels de l'horticulture et du paysage, il faut bien distinguer les plantes invasives qui sont réellement nuisibles de celles qui ne risquent pas d'avoir d'impact négatif significatif dans une zone d'introduction donnée (Randall *et al.* 2008). Cette distinction permet de concentrer les moyens humains et financiers sur les objectifs de gestion et/ou de prévention prioritaires (Hobbs *et al.* 2006). Elle permet également de relativiser l'impact psychologique (Parker *et al.* 1999 ; Pysek *et al.* 2009) parfois très fort pour certaines espèces exotiques, dont l'aspect ou l'expansion peuvent être spectaculaires en milieux anthropisés, alors qu'elles n'ont qu'un faible impact effectif sur les milieux naturels (Simberloff 2003 ; Sagoff 2005 ; Hulme *et al.* 2007).

Les plantes invasives peuvent avoir plusieurs types d'impacts négatifs (Heywood & Brunel 2009), dont des impacts sur la santé humaine, sur les activités économiques et/ou sur la biodiversité autochtone et le fonctionnement des écosystèmes naturels et semi-naturels. Les impacts sur la santé humaine sont les plus faciles à évaluer, car leur mesure correspond à des unités aisément comptabilisables (nombre de malades, pourcentage de la population humaine locale sensible à une allergie, etc.). Les impacts sur les activités économiques sont plus complexes à évaluer. Ils intègrent des variables concernant par exemple

l'obstruction de voies navigables, la baisse du rendement d'une parcelle cultivée, ou encore la diminution de la valeur pastorale des parcours de pâturage dans la zone envahie. Mais dans certains cas, il peut être difficile de discerner dans quelle mesure c'est l'invasion d'une espèce qui entraîne la modification du milieu, ou la modification du milieu qui facilite l'invasion (Sax *et al.* 2002 ; Gurevitch & Padilla 2004). Ce sont en effet parfois les activités économiques elles-mêmes qui entraînent une modification du milieu favorable à la prolifération d'une plante invasive : surpâturage, excès de nitrates ou de pesticides, pollution des cours d'eau, voire modification du niveau de la nappe phréatique ou salinisation du sol liées à une agriculture intensive. Dans ce cas, la lutte contre une espèce non indigène opportuniste stigmatisée comme invasive pourrait n'avoir qu'un intérêt marginal sans remise en cause en amont des pratiques de gestion du milieu qui permettent la prolifération des populations non désirées de cette espèce adventice (Barbault & Teyssèdre 2009).

Bien qu'aucun outil ne soit encore internationalement reconnu pour évaluer l'impact négatif des plantes invasives sur la biodiversité et les écosystèmes, plusieurs approches ont été proposées depuis quelques années (Vitousek *et al.* 1987 ; Hulme *et al.* 2007 ; ISEIA 2007). Cependant, il subsiste une réelle difficulté à évaluer les impacts, de façon rigoureuse, tant sur le plan méthodologique que technique. En l'absence des données et des moyens nécessaires pour mesurer cet impact, la plupart des professionnels de l'environnement doivent se contenter d'évaluer l'abondance d'une plante invasive dans une aire donnée (Hulme *et al.* 2007). Pour franchir une étape importante dans la prise de décision sur les restrictions d'utilisation des plantes invasives dans les jardins et espaces verts, nous proposons d'utiliser, pour sa simplicité d'utilisation, le protocole belge de mesure d'impact des plantes invasives (ISEIA 2007). Ce protocole établit un système de notation permettant d'évaluer l'impact relatif de différentes espèces en comparant leur « score » d'impact. Le score d'impact dépend de quatre paramètres : a) le potentiel de dispersion de l'espèce, b) la valeur de conservation des milieux qui risquent d'être envahis, c) l'impact sur la diversité des espèces autochtones et d) l'impact sur le fonctionnement des écosystèmes. Chacun de ces quatre paramètres est évalué par une note allant de 1 à 3, correspondant à des niveaux d'impact faible, moyen ou élevé. Le

cumul des notes pour les quatre paramètres permet d'obtenir le score total d'impact, exprimé sur une échelle allant de 4 à 12. Le protocole ISEIA propose de classer les espèces selon le barème suivant : impact faible (score 4-8), moyen (score 9-10) ou élevé (score 11-12). À notre avis, il faut une approche plus restrictive de la notion d'impact faible, car la seule combinaison de deux paramètres ayant une note élevée peut suffire à créer un impact significatif (par exemple, le potentiel de dispersion et l'impact sur le fonctionnement des écosystèmes). D'après nous, pour considérer qu'une espèce a un impact faible, il faut que le score total d'impact soit inférieur ou égal à 6 avec au moins trois des quatre paramètres ayant un impact faible (notés 1). Par exemple, dans notre approche, l'impact sera faible si la valeur de conservation des milieux envahis, l'impact sur la diversité des espèces autochtones et l'impact sur le fonctionnement des écosystèmes sont tous les trois faibles (notés 1), même si le potentiel de dispersion de la plante invasive est élevé (noté 3), soit un score total égal à 6.

Les plantes invasives qui n'ont qu'un impact environnemental faible pourront être cultivées sans restriction particulière mais resteront sur une liste d'observation. Leur statut peut en effet changer dans le temps, notamment en région méditerranéenne où l'on peut prévoir une amplification du problème des plantes invasives liée à l'accroissement des perturbations d'origine anthropique ou dues aux changements climatiques (Thuiller *et al.* 2005 ; McLachlan *et al.* 2006 ; Bradley *et al.* 2009). Les plantes invasives qui ont un impact négatif moyen ou élevé (score ISEIA de 7 à 12) peuvent pourtant, pour certaines d'entre elles, avoir des aspects positifs dans les jardins et les espaces verts. Dans quel cas faut-il proscrire complètement leur utilisation, et dans quels cas peut-on préconiser un usage restreint sans entraîner de risque environnemental ? Pour répondre à ces questions, l'étape suivante dans l'évaluation du risque lié à l'utilisation d'une plante invasive consiste à déterminer si elle peut ou non s'échapper des jardins et espaces verts (Groves *et al.* 2005) pour envahir les milieux naturels ou semi-naturels où elle peut avoir un impact négatif.

Prise en compte du risque de propagation de l'espèce hors du lieu de plantation

Pour évaluer le risque de propagation d'une plante invasive hors d'un jardin où elle est plantée, nous proposons d'analyser d'abord dans quel type de milieu la plante est potentiellement invasive : est-ce une plante invasive généraliste ou, au contraire, spécialiste (Barbault & Teyssède 2009) ? Une plante invasive généraliste est une espèce capable de coloniser de nombreux milieux différents, qu'ils soient naturels, semi-naturels ou anthropisés (ex. : *Buddleja davidii* Franch. ; Muller 2004). Une plante invasive spécialiste est une espèce qui ne colonise au contraire qu'un type de milieu spécifique, comme par exemple les dunes littorales ou les ripisylves qui sont d'ailleurs parmi les milieux les plus sensibles aux plantes invasives en région méditerranéenne (Chytry *et al.* 2009) (ex. : *Carpobrotus* spp. ; Vilà *et al.* 2008 ; voir encadré p. 33). L'évaluation du risque de propagation d'une plante potentiellement invasive permet de définir des zones à risque où la plantation dans les jardins est toujours à proscrire et des zones à faible risque où la plantation peut, dans certains cas, être envisageable.

Pour une plante invasive généraliste, le risque de propagation hors du lieu de plantation est élevé car elle peut s'échapper des jardins en se propageant dans les zones rudérales et les espaces délaissés en zone urbaine ou périurbaine, souvent reliés entre eux par le réseau des voies de communication et leurs abords. Dans la mesure où elle peut avoir un impact négatif, la plantation d'une plante invasive généraliste est donc à proscrire dans tous les cas, puisque tous les jardins représentent des zones à risque d'où l'espèce en question peut facilement s'échapper.

Pour les plantes invasives spécialistes, la définition des zones à risque où la plantation est à proscrire dépend de la connectivité écologique entre le lieu de plantation et le milieu où la plante est potentiellement invasive. La connectivité écologique, qui peut être structurelle et/ou fonctionnelle (Metzger & Décamps 1997 ; Tichendorf & Fahrig 2000), décrit la capacité d'une espèce à migrer dans un paysage donné entre deux milieux (Taylor *et al.* 2006). Il s'agit d'une connectivité *structurelle* s'il y a continuité spatiale entre le lieu de plantation et le milieu où la plante peut être invasive. Il s'agit d'une connectivité *fonctionnelle* si le mode de dissémination de l'es-

pèce considérée lui permet de migrer entre le lieu de plantation et le milieu où la plante peut être invasive alors qu'ils ne sont pas adjacents. Plusieurs cas de figure peuvent ainsi se présenter, selon le mode de dissémination de l'espèce considérée :

- si par un mode de dissémination à longue distance, avec par exemple une dispersion des graines par anémochorie ou par zoochorie, la plante risque de s'échapper du lieu de plantation pour accéder éventuellement au milieu spécifique où elle peut devenir invasive (connectivité fonctionnelle), la plantation est à proscrire dans tous les cas, tous les jardins pouvant être considérés comme des zones à risque ;
- s'il n'y a pas de mode de dissémination à longue distance mais que les stratégies de reproduction de l'espèce entraînent un risque de propagation involontaire par l'homme (anthropochorie), la plantation est toujours à proscrire comme dans le cas précédent. Par exemple, *Oxalis pes-caprae* L. est une espèce dont les modes de dissémination sont à courte distance (autochorie, propagation végétative) mais dont la propagation à grande échelle est assurée d'une manière involontaire par l'homme – bulbilles véhiculés par les outils agricoles (Hulme *et al.* 2007) ;
- si le mode de dissémination est uniquement à courte distance, avec par exemple une propagation végétative et/ou une dispersion des graines par barochorie, la plante risque de s'échapper lorsque le lieu de plantation est situé à proximité du milieu spécifique où la plante peut devenir invasive (connectivité structurelle) : la plantation est alors à proscrire. Par contre, la plantation peut être envisageable hors zone à risque, c'est-à-dire si le lieu de plantation n'est pas situé à proximité du milieu où la plante peut devenir invasive. Les zones à risque doivent être définies pour chaque espèce au cas par cas selon l'aménagement du territoire.

La plantation d'une plante invasive ayant un impact négatif pourrait donc être envisageable uniquement s'il s'agit d'une espèce spécialiste et si le lieu de plantation ne présente pas de connectivité écologique, qu'elle soit structurelle ou fonctionnelle, avec le milieu où la plante est potentiellement invasive. La prochaine étape pour évaluer dans quel cas la plantation pourrait être justifiée consiste à étudier les éventuels aspects positifs de l'utilisation de l'espèce dans les jardins et les espaces verts.

L'empreinte écologique des espaces verts

Le premier impact négatif des jardins et espaces verts en région méditerranéenne concerne la consommation en eau douce, en particulier pour l'entretien des gazons (Larcher & Gelgon 2005). En France, la surface cumulée des gazons atteint un million d'hectares (Tournu 2000), soit plus que la surface cumulée de l'ensemble des réserves naturelles de France continentale. Dans les conditions climatiques du sud de la France, la consommation en eau pour maintenir un gazon est en moyenne de 1 m³ par m² et par an et augmente sensiblement dans les régions méditerranéennes plus chaudes : en Catalogne espagnole, il faut 1,6 m³ par m² et par an (Priestley & Bonastre 1993) et dans le sud de l'Espagne, plus de 2 m³ par m² et par an (Merino & Miner 1997). Cependant, les réalisations d'espaces verts irrigués comprenant des gazons « anglais » se multiplient sur tout le littoral d'Afrique du Nord et également sur de nombreuses côtes à l'est du bassin méditerranéen – en Turquie, Égypte et Croatie, par exemple. Conçus pour donner une image de prestige favorable au développement touristique, ils posent de véritables questions éthiques et écologiques dans les régions où une partie de la population locale n'a pas accès à l'eau courante.

En plus de la consommation en eau, les espaces verts ont un impact négatif lié à l'utilisation des pesticides. En tonnage global, la France est le premier consommateur de pesticides en Europe, et le troisième au niveau mondial, pour un marché de 2,3 milliards de dollars (UIPP 2007). 10 % de ces pesticides sont utilisés dans les jardins et les espaces verts, soit une consommation annuelle de plus de 7 000 tonnes de produits phytopharmaceutiques, comprenant insecticides, fongicides et désherbants (OPECST 2003).

En plus de leurs impacts directs sur la faune et les insectes auxiliaires, ces produits sont véhiculés vers les cours d'eau et les nappes superficielles. En 2006, une campagne intensive d'échantillonnages a révélé la présence de 235 molécules différentes de pesticides dans les cours d'eau en France (IFEN 2006). Pour 49,8 % des cours d'eau, les analyses ont détecté la présence d'AMDA (acide aminométhylphosphorique), le produit de dégradation du glyphosate, un désherbant massivement employé non seulement en agriculture mais aussi dans les jardins et les espaces verts (Robin 2008). La consommation de pesticides dans les jardins et les espaces verts présente également d'importants risques pour la santé humaine (Nicolino & Veillerette 2007).

Heureusement, un changement de pratiques s'amorce pour limiter la consommation en eau et en intrants chimiques afin de réduire à la fois l'impact écologique des jardins et des espaces verts (CNFPT IVF 1995) et les risques pour la santé des jardiniers et des usagers (Plan ECOPHYTO 2018*). Ces nouvelles pratiques se fondent sur deux principes simples : premièrement, la recherche de modes de gestion nécessitant moins d'intrants et, deuxièmement, la recherche de plantes adaptées au sol et au climat local (Gildemeister 1996 ; Filippi 2007) permettant de réduire la consommation en eau, en engrais et en pesticides. De plus, un choix judicieux de plantes peut réduire considérablement l'impact et le coût en termes de carburant et de travail d'entretien pour les espaces verts.

* Voir <http://agriculture.gouv.fr/sections/magazine/focus/phyto-2018-plan-pour/#planECOPHYTO2018>

Prise en compte des éventuels aspects positifs de l'espèce dans les jardins et les espaces verts

Parmi les aspects positifs d'une plante horticole, on peut analyser comment l'utilisation d'une espèce – qu'elle soit indigène ou exotique – permet de réduire l'empreinte écologique des jardins et des espaces verts traditionnels (voir encadré ci-dessus).

Nous proposons d'évaluer les aspects positifs des espèces utilisées dans les jardins et les espaces verts méditerranéens selon trois paramètres : la consommation en eau, la consommation en intrants chimiques (engrais, désherbants, insecticides, fongicides) et la consommation en carburant (liée aux opérations d'entretien nécessitant des outils à moteurs : tondeuse, taille-haie, débroussailluse, évacuation des déchets, etc.). Chacun de ces trois paramètres peut être évalué par une note allant de 1 à 3, correspondant à

des niveaux faibles, moyens ou élevés. Le cumul des notes pour les trois paramètres permet d'obtenir le score total d'impact environnemental, exprimé sur une échelle allant de 3 à 9. On peut comparer le score de plusieurs espèces pour évaluer celles dont l'utilisation représente un aspect positif. Pour être cohérente, cette comparaison ne peut être pratiquée que pour des espèces ayant les mêmes fonctions paysagères (haies brise-vent, plantes vivaces à floraison décorative, gazons ou alternatives au gazon, etc.). Pour illustrer cet outil d'évaluation, le tableau 1 indique les scores d'impact environnemental de 10 espèces utilisées comme gazon ou alternative au gazon en région méditerranéenne.

Avec la prise de conscience de l'ampleur de l'impact négatif des jardins et espaces verts traditionnels sur l'environnement, la santé humaine et l'économie, et dans le contexte aussi des changements globaux, comprenant les invasions biologiques et les perturbations

Tableau 1 – Impact environnemental de 10 espèces ou variétés utilisées comme gazon ou alternatives au gazon en région méditerranéenne. Chaque paramètre est noté de 1 (faible) à 3 (élevé), et le score d'impact est exprimé sur une échelle allant de 3 (niveau le plus faible) à 9 (niveau le plus élevé). Les informations contenues dans ce tableau sont issues de références bibliographiques (Beard 1973 ; Kim *et al.* 1987 ; Gibeault *et al.* 1990 ; Croce *et al.* 2001 ; Duble 2001 ; Geren *et al.* 2009), complétées par nos observations personnelles dans les parcelles expérimentales de la pépinière Filippi.

Table 1 – Environmental impact of 10 species or varieties used as lawn grasses, or alternatives to lawn, in the Mediterranean region. Each parameter is noted from 1 (weak) to 3 (high), and the total impact is expressed on a scale ranging from 3 (weakest) to 9 (highest). Informations are provided from references (Beard 1973; Kim *et al.* 1987; Gibeault *et al.* 1990; Croce *et al.* 2001; Duble 2001; Geren *et al.* 2009) and personal observations in experimental stands in the Filippi plant nursery.

Espèce	Consommation en eau	Consommation en intrants chimiques	Consommation en carburant (fréquence des tontes)	Score d'impact
<i>Lippia canescens</i> Kunth	1	1	1	3
<i>Cynodon</i> 'Santa Ana' (<i>C. dactylon</i> (L.) Pers. x <i>C. transvaalensis</i> Burtt-Davy)	1	1	2	4
<i>Zoysia tenuifolia</i> Willd. ex. Thiele	2	1	1	4
<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	2	1	2	5
<i>Achillea crithmifolia</i> Waldst. & Kit.	2	1	2	5
<i>Dichondra repens</i> J. R. Forst. & G. Forst.	3	1	2	6
<i>Zoysia japonica</i> Steud.	2	2	3	7
<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex. Chiov	2	2	3	7
<i>Festuca arundinacea</i> Shreb.	2	3	3	8
<i>Lolium perenne</i> L.	3	3	3	9

climatiques, la politique de l'horticulture doit être revue et affinée – au même titre que celles de l'agriculture, de l'industrie et de toutes les activités humaines. Le choix des espèces doit dépendre d'un ensemble de critères d'évaluation, analysant à la fois tous les aspects négatifs et les aspects positifs de la plante.

Présentation du protocole d'aide à la décision

Pour catégoriser les plantes invasives en fonction des restrictions d'utilisation à prescrire pour les jardins et les espaces verts, nous proposons d'utiliser un protocole d'aide à la décision. Ce protocole hiérarchise les étapes de la prise de décision : il s'agit d'étudier d'abord les éventuels impacts négatifs de l'espèce considérée dans la zone d'introduction, puis d'analyser le risque de propagation hors du lieu de plantation et seulement enfin d'étudier les éventuels aspects positifs de l'espèce (figure 1). Pour chaque espèce candidate, les réponses à la chaîne de questions successives peuvent aboutir à trois types de décision : 1) la culture de l'espèce est à proscrire quel que soit le lieu de plantation envisagé (en gris foncé) ; 2) la culture de l'espèce est possible en toute zone, mais la plante reste en liste d'observation pour le cas où une évolution des conditions (par exemple liée au réchauffement climatique) amènerait à réviser le statut de la plante (en gris clair) ; 3) la culture de l'espèce est possible uniquement hors des zones à risque définies pour l'espèce (en blanc).

Base de données bibliographiques sur les espèces végétales

Pour utiliser ce protocole d'aide à la décision, il nous faut un outil de plus, permettant de rassembler les informations nécessaires dans un document d'évaluation standardisé. Il s'agit d'une base de données sur les risques et bénéfices de l'utilisation des plantes invasives, ou potentiellement invasives, envisagée dans les jardins et espaces verts. Pour diminuer les risques d'erreurs liés à une perception trop restreinte (Sagoff 2005), nous proposons que la base de données soit établie par un groupe interprofessionnel (par exemple scientifiques et professionnels du paysage). Cette base de données doit indiquer les différentes sources (bibliographiques, interviews d'experts ou observations personnelles des auteurs). Nous proposons d'utiliser les rubriques suivantes :

I. INFORMATIONS GÉNÉRALES

I.1. Dénomination

I.1.1. Nom scientifique de l'espèce

I.1.2. Noms communs

I.1.3. Famille botanique

I.1.4. Synonymes botaniques

I.1.5. Risques de confusion avec espèces ou variétés proches

I.2. Type biologique

I.3. Origine et aire biogéographique

I.4. Distribution autour de la Méditerranée

I.5. Écosystème dominant dans l'aire d'origine

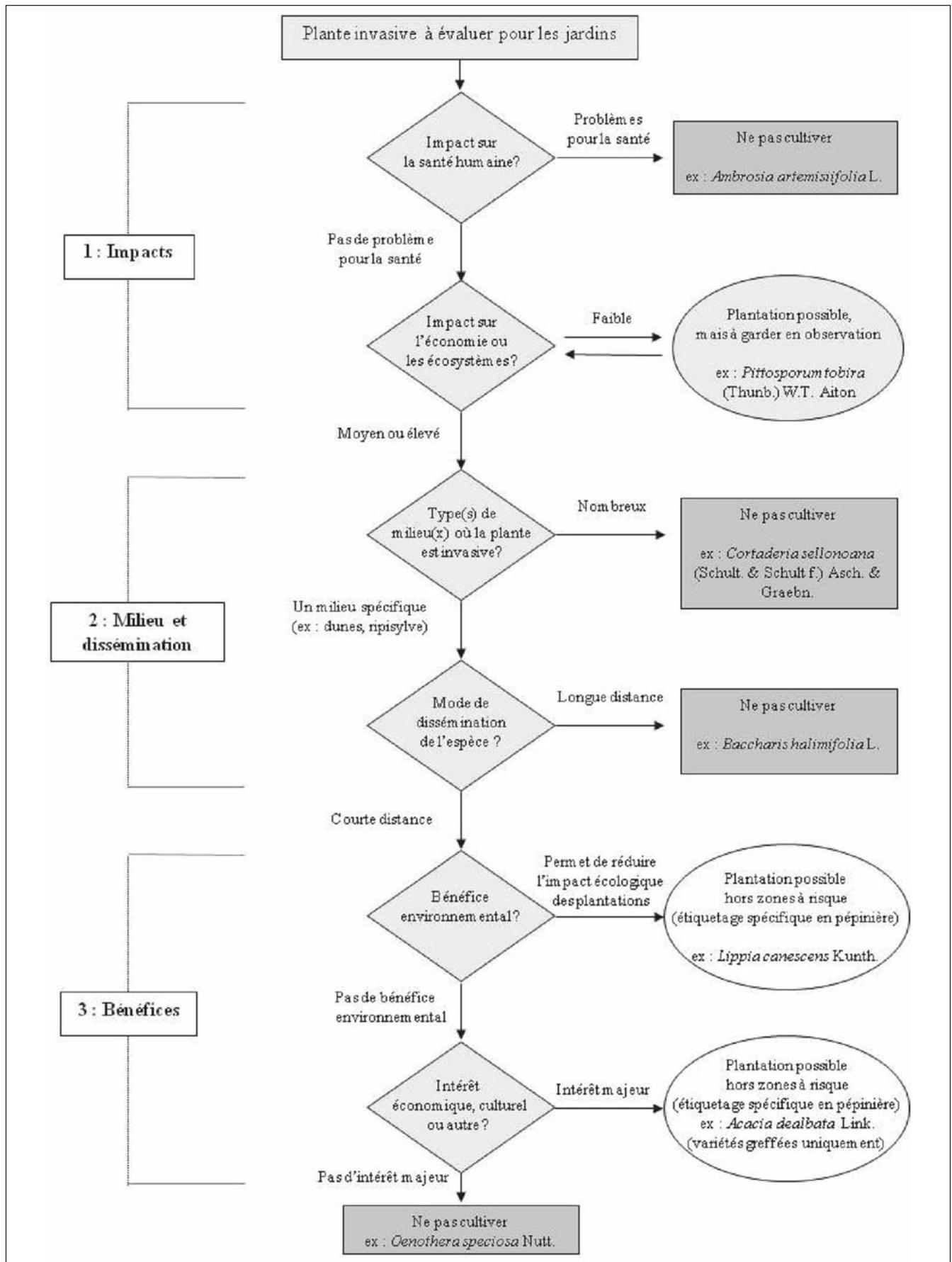


Figure 1 – Protocole de catégorisation des espèces invasives en vue de prescrire des restrictions d'utilisation pour les jardins et les espaces verts.

Figure 1 – A decision-making protocol to help determine which types of restriction to impose for any given non-indigenous species under consideration for use in gardens or amenity plantings.

II. PROPAGATION**ET MODE DE DISSÉMINATION****II.1. Vecteur de pollinisation****II.2. Dissémination des graines****II.3. Multiplication végétative****II.4. Propagation par l'homme****III. TYPE DE MILIEU****III.1. Milieu(x) où l'espèce est invasive****III.2. Potentiel invasif (capacité d'extension par moyens naturels et/ou avec l'aide de l'homme)****III.3. Valeur de conservation du milieu envahi (présence d'espèces rares ou à haute valeur patrimoniale)****IV. IMPACTS NÉGATIFS****DE L'ESPÈCE INVASIVE****IV.1. Impacts sur la santé humaine****IV.2. Impacts sur les activités économiques****IV.3. Impacts sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes****IV.3.1. Impacts sur les espèces autochtones***IV.3.1.1. Compétition directe**IV.3.1.2. Érosion de la diversité génétique**IV.3.1.3. Transmission d'agents pathogènes***IV.3.2. Impacts sur le fonctionnement des écosystèmes***IV.3.2.1. Modification du milieu**IV.3.2.2. Modification du flux de ressources**IV.3.2.3. Modification de la trajectoire d'évolution de l'écosystème***IV.4. Mesure d'impact sur la biodiversité et les écosystèmes : score ISEIA****V. ASPECTS POSITIFS DE L'UTILISATION****DE LA PLANTE****V.1. Réduction de l'empreinte écologique des jardins et des espaces verts****V.2. Fonction paysagère****V.3. Intérêts économiques****V.4. Intérêt culturel ou patrimonial****VI. RECOMMANDATION****DE RESTRICTION D'UTILISATION****Exemple d'utilisation du protocole d'aide à la décision**

Pour tester la fiabilité du protocole d'aide à la décision nous avons sélectionné des espèces végétales apparaissant à la fois sur les listes des plantes invasives en Europe (DAISIE) et sur les listes des plantes cultivées en pépinière en France (ASPECO). Vingt espèces ont été soumises au protocole d'aide à la décision : *Achillea crithmifolia* Waldst. & Kit, *Ailanthus altis-*

sima (Mill.) Swingle, *Baccharis halimifolia* L., *Buddleja davidii* Franch., *Carpobrotus* spp., *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult f.) Asch. & Graebn., *Erigeron karvinskianus* DC., *Eschscholzia californica* Cham., *Ipheion uniflorum* (Lindl.) Raf., *Lippia canescens* Kunth, *Medicago arborea* L., *Nassella trichotoma* Hackel ex Arech, *Oenothera speciosa* Nutt., *Oxalis pes-caprae* L., *Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov., *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov., *Pennisetum villosum* R.Br. ex Fresen, *Pittosporum tobira* (Thunb.) W.T. Aiton, *Stenotaphrum secundatum* (Walt.) Kuntze et *Stipa tenuissima* Trin.

Résultats

Le tableau 2 présente pour chaque espèce une fiche synthétique récapitulant d'une manière concise les données nécessaires à l'utilisation du protocole d'aide à la décision. Les différentes colonnes correspondent aux étapes successives du protocole : impacts négatifs de l'espèce dans sa zone d'introduction, type(s) de milieu(x) où la plante est invasive (espèce spécialiste ou généraliste), mode de dissémination et enfin éventuels aspects positifs de l'utilisation de la plante. Cette fiche synthétique comprend également, en conclusion, les restrictions d'utilisation qui peuvent être recommandées pour l'espèce concernée, telles qu'elles sont déterminées par l'utilisation du protocole. Les fiches sont établies d'après les informations contenues dans la base de données bibliographique complète de chaque espèce.

La base de données bibliographique ayant servi à établir la fiche synthétique de *Lippia canescens* est présentée à titre d'exemple en Annexe 1. Les informations contenues dans cette base de données sont issues d'une recherche bibliographique complétée par nos observations personnelles sur le terrain. Nous avons noté que les auteurs des différents textes que nous avons consultés ont parfois des avis divergents, voire contradictoires, en ce qui concerne la nomenclature, les modes de dissémination et le potentiel invasif de l'espèce, son impact négatif effectif ou la valeur de conservation des milieux envahis, qui sont pourtant des éléments essentiels de la prise de décision sur les restrictions d'utilisation à prescrire. Nous avons donc cherché à mettre en valeur la diversité des avis pour donner une image aussi globale que possible des enjeux liés à l'utilisation du *Lippia canescens*.

Tableau 2 – Différents types de restrictions d'utilisation dans les jardins et les espaces verts qui peuvent être recommandées pour 20 plantes invasives ou potentiellement invasives dans le sud de la France.
Table 2 – Different types of restriction on uses in gardens and amenity plantings that could be recommended for 20 plant species reported to be invasive, or potentially invasive, in the south of France.

Nom	Impacts			Milieu et dissémination		Bénéfices		Restrictions d'utilisation	
	Impact sur la santé	Impact sur les activités économiques	Impact sur la biodiversité et/ou les écosystèmes autochtones	Type(s) de milieu(x) (invasif, spécialiste ou généraliste)	Mode de dissémination	Réduction de l'empreinte écologique des plantations	Fonction paysagère	Intérêt économique ou culturel	
<i>Achillea crithmifolia</i> Waldst. & Kit	nul	nul	faible	invasif spécialiste	longue distance	élevée	élevée	nul	plantation possible en toutes zones, mais reste en liste d'observation
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	moyen	moyen	moyen	invasif généraliste	longue distance	moyen	faible	faible	ne pas cultiver
<i>Baccharis halimifolia</i> L.	moyen	moyen	élevé	invasif généraliste	longue distance	élevée	moyenne	nul	ne pas cultiver
<i>Buddleja davidii</i> Franch.	nul	nul	moyen	invasif généraliste	longue distance	faible	moyenne	nul	ne pas cultiver
<i>Carobrotus</i> spp.	faible	faible	élevé	invasif spécialiste	longue distance	élevée	élevée	nul	ne pas cultiver
<i>Cortaderia selloana</i> (Schult. & Schult f.) Asch. & Graebn.	moyen	moyen	élevé	invasif généraliste	longue distance	élevée	élevée	nul	ne pas cultiver
<i>Erigeron karwinskianus</i> DC.	nul	nul	faible	invasif généraliste	courte distance	élevée	élevée	nul	plantation possible en toutes zones, mais reste en liste d'observation
<i>Eschscholzia californica</i> Cham.	nul	nul	faible	invasif généraliste	courte distance	élevée	élevée	nul	plantation possible en toutes zones, mais reste en liste d'observation
<i>Ipehion uniflorum</i> (Lindl.) Raf.	nul	nul	faible	invasif généraliste	courte distance	moyenne	moyenne	nul	plantation possible en toutes zones, mais reste en liste d'observation
<i>Lippia canescens</i> Kunth	faible	élevé	moyen	invasif spécialiste	courte distance, sauf dans le milieu où la plante est invasive	élevée	élevée	faible	plantation possible uniquement hors zones inondables, bords de cours d'eau qui pourraient communiquer avec des prairies salées inondables)
<i>Medicago arborea</i> L.	nul	nul	faible	invasif spécialiste	courte distance	élevée	élevée	nul	plantation possible en toutes zones, mais reste en liste d'observation
<i>Nassella trichotoma</i> Hackel ex. Atech	nul	moyen	faible	invasif spécialiste	courte distance, sauf dans le milieu où la plante est invasive	élevée	élevée	nul	plantation possible uniquement hors zones sensibles (prairies sèches soumises à pâturage intensif)
<i>Oenothera speciosa</i> Nutt.	nul	nul	élevé	invasif généraliste	longue distance	élevée	élevée	nul	ne pas cultiver
<i>Oxalis pes-caprae</i> L.	nul	élevé	élevé	invasif généraliste	longue distance	faible	faible	nul	ne pas cultiver et contrôler que le terreau utilisé en pépinière soit exempt de bulbillés
<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex. Chiov.	nul	faible	élevé	invasif généraliste	longue distance	élevée	élevée	nul	ne pas cultiver
<i>Pennisetum setaceum</i> (Forssk.) Chiov.	faible	faible	élevé	invasif généraliste	longue distance	élevée	élevée	nul	ne pas cultiver
<i>Pennisetum villosum</i> R.Br. ex. Fresen	faible	faible	élevé	invasif généraliste	longue distance	élevée	élevée	nul	ne pas cultiver
<i>Pitiosporum tobira</i> (Thunb.) W.T. Aiton	nul	nul	faible	invasif spécialiste	longue distance	élevée	élevée	faible	plantation possible en toutes zones, mais reste en liste d'observation
<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walt.) Kuntze	faible	faible	moyen	invasif spécialiste	courte distance	moyenne	élevée	nul	plantation possible uniquement hors zones à risque (zones humides du littoral, marais salés) et leurs abords ; préférer les cultivars stériles
<i>Stipa tenuissima</i> Trin.	nul	moyen	faible	invasif généraliste	courte distance	élevée	élevée	nul	plantation possible uniquement hors zones à risque (prairies sèches soumises à pâturage intensif)

Discussion

L'augmentation des surfaces végétalisées (jardins privés et espaces verts) en région méditerranéenne, en lien avec le développement des territoires urbanisés, soulève actuellement de nombreuses interrogations concernant l'impact écologique de ces surfaces (consommation en eau douce, utilisation d'engrais et de pesticides, invasions biologiques, etc.), notamment dans le cadre d'une réflexion de projet de développement durable des territoires. Le choix d'espèces végétales exotiques utilisées pour l'aménagement paysager nécessite une réflexion approfondie sur les espèces à utiliser ou à éviter lors des plantations du fait des risques (risques d'invasions biologiques) et des bénéfices (réduction de la consommation d'eau...) qu'elles présentent une fois plantées. Cette étude avait donc pour objectif de proposer une catégorisation des espèces en fonction des restrictions d'utilisation à préconiser. Cette catégorisation se fonde sur un protocole d'aide à la décision, élaboré spécialement pour l'évaluation des bénéfices et des impacts négatifs générés par les espèces végétales exotiques utilisées dans les jardins et les espaces verts méditerranéens.

Le protocole d'aide à la décision, testé actuellement sur seulement vingt espèces exotiques, nous a permis de catégoriser ces espèces en trois types de restrictions d'utilisation à prescrire. Cependant, la fiabilité du protocole devra être validée avec beaucoup plus d'exemples que ceux traités dans le cadre de cette première étude. La base de données portant sur les risques et bénéfices de l'utilisation d'une plante invasive peut toutefois dans certains cas être difficile à établir en amont du protocole. Certaines informations peuvent en effet faire défaut ou être difficiles à exploiter, en particulier pour les impacts négatifs des espèces dans leur zone d'introduction. Par exemple, selon Muller (2004), l'invasion de *Buddleja davidii* Franch. dans les milieux perturbés génère une nuisance au niveau paysager car son port, l'abondance des fleurs et le coloris des hampes florales s'intègrent mal à la végétation naturelle. L'aspect subjectif de la perception de l'impact peut également entraîner une réelle difficulté pour évaluer les impacts effectifs des plantes invasives sur la biodiversité et les écosystèmes autochtones. Tout comme Tassin (2010), nous constatons que les études sur les nuisances créées par les plantes invasives reflètent parfois un parti pris

sur le lien de cause à effet entre la présence d'une plante invasive et la dégradation concomitante du milieu où elle est invasive. Nous avons ainsi manqué de références bibliographiques exploitables pour déterminer l'impact de *Buddleja davidii* dans ses différentes zones d'introduction. C'est donc uniquement en nous basant sur des dires d'expert que nous avons considéré qu'il y avait bien un impact négatif sur la biodiversité et les écosystèmes autochtones, en particulier dans les ripisylves du sud-ouest de la France. De même, les références bibliographiques sur les éventuels aspects positifs des plantes invasives sont souvent peu nombreuses, les aspects positifs potentiels des plantes invasives, par exemple pour réduire l'empreinte écologique des jardins et des espaces verts, étant semble-t-il à l'heure actuelle peu étudiés. Lors de l'établissement de la base de données sur *Lippia canescens*, nous avons ainsi noté un déséquilibre entre le nombre de publications concernant les impacts négatifs et les aspects positifs de l'espèce.

Le modèle de la base de données que nous proposons sur la compilation des risques et bénéfices de l'utilisation d'une plante invasive doit par ailleurs rester un document évolutif, toujours ouvert à discussion. Des informations complémentaires peuvent en effet amener un nouvel éclairage sur l'un des critères et modifier éventuellement la catégorisation de l'espèce et les recommandations de restriction d'utilisation. Les publications sur l'envahissement de *Lippia canescens* dans le bassin Murray-Darling en Australie (annexe 1) présentent par exemple des avis contradictoires concernant l'effet de l'allélopathie sur les espèces autochtones. Lucy *et al.* (1995) attribuent la présence de sol nu à proximité des populations de *Lippia canescens* à l'allélopathie de cette espèce. Cependant, des publications plus récentes (Leigh & Walton 2004 ; Girod 2007) notent que l'effet de l'allélopathie de *Lippia canescens* dans le bassin Murray-Darling est au contraire purement anecdotique, le bouleversement des conditions de milieu étant en fait responsable de la faible régénération des espèces autochtones. Pour limiter le risque d'erreur lors de l'établissement de la base de données, les évaluations doivent être faites sur la base d'une analyse aussi exhaustive que possible des différentes sources (bibliographie, interviews d'experts, observations sur le terrain) en s'attachant à repérer les éventuels avis contradictoires pour éviter d'aboutir à des conclusions biaisées par

une lecture partielle des informations disponibles. Les conclusions concernant les restrictions d'utilisation des espèces dépendent de la fiabilité des données utilisées dans le protocole d'aide à la décision. Elles peuvent être d'autant plus sujettes à révision que les données utilisées sont peu nombreuses ou difficiles à exploiter, la somme d'informations concernant les impacts des plantes invasives étant, dans l'état actuel des choses, très variables selon les espèces. L'acquisition de données précises sur les impacts négatifs et les aspects positifs des différentes espèces est certainement l'une des étapes qui permettra de dynamiser dans le futur une démarche concertée sur les restrictions d'utilisation à prescrire pour les plantes invasives.

Par ailleurs, l'étude des critères d'évaluation que nous proposons pour les plantes invasives peut être également complétée. Nous n'avons abordé par exemple qu'une partie des éventuels aspects positifs de l'utilisation de la plante, à savoir la réduction de l'empreinte écologique des jardins et des espaces verts. Dans d'autres régions du monde, comme en Afrique du Sud, à Madagascar ou au Brésil, différents auteurs se penchent sur une évaluation holistique des plantes invasives prenant en compte les éventuels bénéfices, économiques ou sociaux, pour les populations locales (Rouget *et al.* 2002 ; Kull *et al.* 2007 ; Durigan *et al.* 2010). On peut aussi envisager d'autres types de bénéfices, comme les bénéfices culturels ou patrimoniaux pour certaines plantes d'origine exotique, dont l'intérêt patrimonial est parfois tel qu'elles peuvent être perçues comme des plantes indigènes, comme le châtaigner (*Castanea sativa* Mill.) dans les Cévennes (Bourgeois 1992 ; Travier *et al.* 2008). Cependant, l'évaluation de ces bénéfices, par nature subjective, peut susciter diverses interrogations. Y a-t-il une durée minimale d'introduction pour qu'une plante exotique puisse accéder à un statut d'intérêt patrimonial dans sa zone d'introduction, et si oui, quelle est cette durée ? Le cas de la culture d'*Acacia dealbata* Link., perçu dans la région de Bormes-les-Mimosas comme une espèce d'intérêt économique, culturel et patrimonial (Jacquemin 1997 ; Cavatore 2008), tout en étant reconnu comme une plante invasive ayant des impacts négatifs dans des milieux naturels ou semi-naturels dans le département du Var (Aboucaya 1999), pourrait à ce titre faire l'objet d'une étude approfondie. Les outils d'évaluation des éventuels bénéfices économiques, culturels ou patrimo-

niaux de certaines plantes invasives restent sans doute à mieux définir.

Le protocole d'aide à la décision permet de définir, pour certaines plantes invasives spécialistes dont le mode de dissémination est à courte distance, la possibilité d'une plantation dans des zones à faible risque. Pour ces espèces, la délimitation des zones où la plantation est envisageable doit faire l'objet d'une attention particulière, pour éviter les risques de propagation de la plante vers un milieu où elle pourrait avoir un impact négatif. Cette délimitation entre les zones à risque et les zones à faible risque peut, dans certains cas, demander une analyse complexe de la connectivité écologique au sein des paysages, qui dépasse le cadre de notre étude. Il nous semble qu'il y a là des pistes pour des recherches complémentaires dans un cadre pluridisciplinaire, associant professionnels du territoire et scientifiques.

Conclusion

Nous espérons que les nouveaux outils que nous proposons vont contribuer au débat sur le problème de l'évaluation holistique des plantes invasives ayant un intérêt pour l'horticulture en région méditerranéenne. Nous soutenons qu'une analyse globale est nécessaire si l'on veut aboutir à des décisions concertées, basées sur une méthode raisonnée. Ce n'est que par ce moyen qu'il sera possible de fédérer jardiniers, pépiniéristes et aménageurs du paysage, rarement consultés dans ce domaine et pourtant acteurs incontournables d'une politique cohérente visant à limiter la diffusion des plantes invasives ayant un impact négatif. Nous insistons sur le fait qu'il y a un vrai risque de voir ces acteurs rejeter en bloc des préconisations qui pourraient paraître arbitraires ou des législations manquant de fondement scientifique. Cependant, il nous semble que les plantes invasives représentent un cas d'école pour l'application du principe de précaution, désormais inscrit dans la Charte de l'environnement (adoptée en février 2005^{*}). L'application de ce principe permettrait d'éviter l'introduction de plantes exotiques étrangères au bassin méditerranéen ayant déjà un comportement invasif reconnu et des impacts négatifs significatifs réperto-

* <http://www.ecologie.gouv.fr/La-Charte-de-l-environnement.html>

riés dans d'autres régions du monde, ainsi qu'un mode de dissémination à longue distance permettant d'échapper facilement des jardins, la prévention restant la solution la plus efficace pour limiter le risque environnemental lié à l'introduction d'espèces invasives (Ewel *et al.* 1999 ; Hulme *et al.* 2007 ; Gasso *et al.* 2009).

Remerciements

Christelle Fontaine, Jacques Tassin, John Thompson, Jelte van Andel, Max Debussche, Sarah Brunel, Isabelle Mandon-Dalger, Jean Burger, Florence Binesse, Vicente Deltoro, Lauw de Jager, Frédéric Achille, Maité Delmas et Clara Filippi ont tous eu la gentillesse de discuter de ces idées avec nous et de commenter des versions antérieures du manuscrit. Cependant, les opinions exprimées et les éventuelles erreurs qui s'y trouvent sont entièrement de notre responsabilité. Nous remercions également Thierry Dutoit, un lecteur anonyme et, surtout, Audrey Marco pour leurs commentaires détaillés et fort utiles sur deux versions antérieures de cet article.

Références

- Aboucaya A., 1999. Premier bilan d'une enquête nationale destiné à identifier les xénophytes invasifs sur le territoire métropolitain français (Corse comprise). In : *Actes du colloque « Les plantes menacées de France »*, Brest, 15-17 octobre 1997. Numéro spécial du *Bulletin de la société botanique du Centre-Ouest* 19 : 463-482.
- Albertini L., 2009. *Agricultures méditerranéennes, agronomie et paysages des origines à nos jours*. Actes Sud, Arles, 358 p.
- AME CBNMP (Agence méditerranéenne de l'environnement, Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles), 2003. *Plantes envahissantes de la région méditerranéenne*. Agence méditerranéenne de l'environnement, Agence régionale pour l'environnement Provence-Alpes-Côte d'Azur, 50 p.
- ASPECO (Association des pépiniéristes collectionneurs), voir <http://www.aspeco.net/>
- Aubin P., 1981. La progression de *Medicago arborea* en France. *Bull. mens. Soc. linn. L.* 50 : 123-124.
- Barbault R. & Teyssède A., 2009. La victime était le coupable ! *Dossier pour la Science* 65 : 56-61.
- Baud P., Reichrath R. & Rosenau R., 2005. *Figues*. Target, Vaison-la-Romaine, 216 p.
- Beard J.B., 1973. *Turfgrass: science and culture*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, USA, 658 p.
- Beisel J.-N. & Levêque C., 2009. Les eaux douces, propices aux invasions ? *Dossier pour la Science* 65 : 26-30.
- Blondel J., Aronson J., Bodiou J.-Y. & Bœuf G., 2010. *The Mediterranean Basin – biological diversity in space and time*. Oxford University Press, Oxford, 376 p.
- Bourgeois C., 1992. *Le Châtaigner, un arbre, un bois*. Éditions Institut pour le développement forestier, 367 p.
- Bradley B., Oppenheimer M. & Wilcove D., 2009. Climate change and plant invasions: restoration opportunities ahead? *Global Change Biol.* 15: 1511-1521.
- Cavatore G., 2008. *Mimosas et Acacias*. Édisud, Aix-en-Provence, 96 p.
- Chamberlain D.E., Cannon A.R. & Toms M.P., 2004. Associations of garden birds with gradients in garden habitat and local habitat. *Ecography* 27: 589-600.
- Chytry M., Pyšek P., Wild J., Pino J., Maskell L.C. & Vila M., 2009. European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Divers. Distrib.* 15: 98-107
- CNFP IVF, 1995. *Actes du colloque européen « Vers la gestion différenciée des espaces verts »*. Strasbourg 24, 25 et 26 octobre 1994.
- Colautti R. & MacIsaac H., 2004. A neutral terminology to define 'invasive' species. *Divers. Distrib.* 10: 135-141.
- Croce P., De Luca A., Mocioni M., Volterrani M. & Beard J.B., 2001. Warm-season turfgrass species and cultivar characterizations for a Mediterranean climate. *International Turfgrass Society Research Journal* 9: 855-859.
- DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe). European Invasive Alien Species Gateway, voir <http://www.europe-aliens.org>.
- De Wit M.P., Crookes D.J. & Van Wilgen B.W., 2001. Conflicts of interest in environmental management: estimating the costs and benefits of a tree invasion. *Biol. Invasions* 3: 167-178.
- Duble R.L., 2001. *Turfgrasses: their management and use in the southern zone, 2nd edition*. Texas A & M University Press, 352 p.
- Durigan G., Engel V.L., Torezan J.M., Melo A.C.G., Marques M.C.M., Martins S.V., Reis A. & Scarano F.R., 2010. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais para dificultar o êxito das iniciativas ? *Rev. Árvore* 34 : 471-485.
- Ewel J.J., O'Dowd D.J., Bergelson J., Daehler C.C., D'Antonio C.M., Gomez L.D., Gordon D.R., Hobbs R.J., Holt A., Hopper K.R., Hughes C.E., LaHart M., Leakey R.R., Lee W.G., Loope L.L., Lorence D.H., Louda S.M., Lugo A.E., McEvoy P.B., Richardson D.M. & Vitousek P.M., 1999. Deliberate introductions of species: research needs. *Bioscience* 49: 619-630.
- Filippi O., 2007. *Pour un jardin sans arrosage*. Actes Sud, Arles, 207 p.
- Gasso N., Sol D., Pino J., Dana E., Lloret F., Sanz-Elorza M., Sobrino E. & Vila M., 2009. Exploring species attributes and site characteristics to assess plant invasions in Spain. *Divers. Distrib.* 15: 50-58.
- Geren H., Avcioglu R. & Curaoglu M., 2009. Performances of some warm-season turfgrasses under Mediterranean conditions. *Afr. J. Biotechnol.* 8: 4469-4474.
- Gibeault V.A., Cockerham S.T., Henry J.M. & Meyer J., 1990. California turfgrass: its use, water require-

- ment and irrigation. *California Turfgrass Culture* 39: 1-9.
- Gildemeister H., 1996. *Votre jardin méditerranéen. L'art de conserver l'eau*. Édisud, Aix-en-Provence, 635 p.
- Girod C., 2007. *Growth parameters and life-history traits of native and introduced populations of Phyla canescens (Verbenaceae), an invasive species in France and Australia*. Mémoire pour l'obtention du diplôme d'ingénieur agronome, Montpellier Supagro.
- Gould S., 1997. *An evolutionary perspective on strengths, fallacies and confusions in the concept of native plants*. In: Wolschke-Bulmahn (ed), *Nature and ideology*. Dumbarton Oaks Research Library and Collection, Washington, D.C.: 11-19.
- Groves R.H., Boden R. & Lonsdale W.M., 2005. *Jumping the garden fence: invasive garden plants and their environmental and agricultural impacts*. CSIRO report prepared for WWF-Australia. WWF-Australia, Sydney, 173 p.
- Gurevitch J. & Padilla D., 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends Ecol. Evol.* 19: 470-474.
- Heywood V. & Brunel S., 2009. *Code de conduite sur l'horticulture et les plantes exotiques envahissantes*. Éditions du Conseil de l'Europe, Strasbourg, 77 p.
- Hobbs R.J., Arico S., Aronson J., Baron J.S., Bridgewater P., Cramer V.A., Epstein P.R., Ewel J.J., Klink C.A., Lugo A.E., Norton D., Ojima D., Richardson D.M., Sanderson E.W., Valladares F., Vilà M., Zamora R. & Zobel M., 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15: 1-7.
- Hulme P.E., Brundu G., Camarda I., Dalias P., Lambdon P., Lloret F., Médail F., Moragues E., Suehs C.M., Traveset A., Troumbis A. & Vilà M., 2007. Assessing the risks to Mediterranean islands ecosystems from alien plant introductions. In: Tokarska-Guzik B., Brock J.H., Brundu G., Child L., Daehler C.C. & Pysek P. (eds), *Plant invasions: human perception, ecological impacts and management*. Backhuys Publishers, Leiden: 39-56.
- IFEN, 2006. *L'Environnement en France*. Rapport de synthèse de l'Institut français de l'environnement. Voir <http://www.ifen.fr/publications/les-publications-de-l-ifen-1991-2008/les-syntheses-de-l-ifen/2006/l-environnement-en-france-edition-2006.html>
- ISEIA (Invasive Species Environmental Impact Assessment), 2007. ISEIA guidelines. Voir Document http://ias.biodiversity.be/ias/documents/ISEIA_protocol.pdf.
- Jacquemin D., 1997. *Mimosas pour le climat méditerranéen. Une étude du genre Acacia*. Éditions Champflour, Marly-le-Roi, 128 p.
- Jauzein P., 2001. Biodiversité des champs cultivés : l'enrichissement floristique. *Dos. Env. INRA* 21 : 43-64.
- Jo H.K. & McPherson E.G., 2001. Indirect carbon reduction by residential vegetation and planting strategies in Chicago, USA. *J. Environ. Manage.* 61: 165-177.
- Kim K.S., Sifers S.I. & Beard J.B., 1987. Comparative drought resistance among the major warm-season turfgrass species and cultivars. In: *Texas Turfgrass Research-1986. Texas Agricultural Experiment Station Consolidated Progress Report* 4521: 28-31.
- Kull C.A., Tassin J. & Rangan H., 2007. Multifunctional, scrubby, and invasive forests? Wattles in the highlands of Madagascar. *Mt. Res. Dev.* 27: 224-231.
- Lambdon P.W., Pyšek P., Basnou C., Arianoutsou M., Essl F., Hejda M., Jarošík V., Pergl J., Winter M., Anastasiu P., Andriopoulos P., Bazos I., Brundu G., Celesti-Grappo L., Chassot P., Delipetrou P., Josefsson M., Kark S., Klotz S., Kokkoris Y., Kühn I., Marchante H., Perglová I., Pino J., Vilà M., Zikos A., Roy D. & Hulme P.E., 2008. Alien flora of Europe : species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 80: 101-149.
- Larcher J.-L. & Gelgon T., 2005. *Aménagement et maintenance des surfaces végétales*. Lavoisier, Tec & Doc, Paris, 482 p.
- Leigh C. & Walton C.S., 2004. *Lippia (Phyla canescens) in Queensland*. Brisbane, Department of Natural Resources, Mines and Energy.
- Lucy M., Powell E., McCosker R., Inglis G. & Richardson R., 1995. *Lippia (Phyla canescens): A review of its economic and environmental impact on floodplain ecosystems in the Murray-Darling Basin*. Department of Primary Industries, Brisbane, 40 p.
- Marco A., Dutoit T., Deschamps-Cottin M., Mauffrey J.-F., Vennetier M. & Bertaudière-Montes V., 2008. Gardens in urbanizing rural areas reveal an unexpected floral diversity related to housing density. *C R Biol.* 331: 452-465.
- McLachlan J., Hellmann J. & Schwartz M., 2006. A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. *Conserv. Biol.* 21: 297-302.
- Médail F., 1999. *Analyse de l'ouvrage de Dallman P.R., Plant life in the world's Mediterranean climates*. Oxford University Press, Oxford, 258 p.
- Merino D.M. & Miner J.A., 1997. *Césped deportivo, construcción y mantenimiento*. Mundi-Prensa, Madrid, 388 p.
- Metzger J.-P. & Decamps H., 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecol.* 18: 1-12.
- Moragues E., 2005. *Flora alóctona de las Islas Baleares. Ecología de dos especies invasoras : Carpobrotus edulis & Carpobrotus aff. acinaciformis*. Universitat de les Illes Balears Departamento de Biología Área de Botánica, Institut Mediterrani d'Estudis Avançat Departamento de Recursos Naturales Grupo de Ecología Terrestre.
- Muller S. (éd.), 2004. *Plantes invasives en France*. Collection Patrimoines naturels, vol. 62, Publication scientifiques du Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 168 p.
- Nicolino F. & Veillerette F., 2007. *Pesticides, révélations sur un scandale français*. Librairie Arthème Fayard, Paris, 384 p.
- Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (OPECST), 2003. *Données statistiques sur les pesticides*. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Rapport 2152, Annexe n° 45.
- Parker I.M., Simberloff D., Lonsdale W.M., Goodell K., Wonham M., Kareiva P.M., Willimason M.H., Von Holle B., Moyle P.B., Byers J.E. & Goldwasser L., 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effect of invaders. *Biol. Invasions* 1: 3-19.
- Pascal M., Lorvelec O. & Vigne J.-D., 2006. *Invasions biologiques et extinctions*. Belin Quae, Versailles, 350 p.

- Pascal M., Vigne J.-D. & Tresset A., 2009. L'homme, maître d'œuvre des invasions. *Dossier pour la Science* 65 : 8-13.
- Pere Fraga i Arguimbau V., 2009. *Jardinería mediterránea sin especies invasoras*. Publicaciones Biodiversidad, Generalitat Valenciana, Consellería de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda, Valencia.
- Priestley G.K. & Bonastre J.S., 1993. El medio ambiente y el golf en Cataluña : problemas y perspectivas. *Documents d'Analisi Geographica* 23: 45-74.
- Pysek P., Hulme P. & Nentwig W., 2009. Glossary of the main technical terms used in the handbook. In: DAISIE (ed.), *Handbook of alien species in Europe*. Springer, Dordrecht: 375-380.
- Quézel P., Barbero M., Bonin G. & Loisel R., 1990. Recent plant invasions in the Circum-Mediterranean Region. In: Di Castri F., Hansen A.J. & Debussche M. (eds), *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. The Netherlands, Kluwer Acad. Publ., Dordrecht: 51-60.
- Quézel P. & Médail F., 2003. *Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier, Paris, 572 p.
- Randall J.M., Morse L.E., Benton N., Hiebert R., Lu S. & Killefer T., 2008. The invasive species assessment protocol : a tool for creating regional and national lists of invasive nonnative plants that negatively impact biodiversity. *Invasive Plant Science and Management* 1: 36-49.
- Richardson D.M., Pysek F.D., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D. & West C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plants : concepts and definitions. *Divers. Distrib.* 6: 93-107.
- Robin M.M., 2008. *Le Monde selon Monsanto*. La Découverte/Arte Éditions, Paris, 385 p.
- Rouget M., Richardson D.M., Nel J.L. & van Wilgen B.W. 2002. Commercially important trees as invasive aliens – towards spatially explicit risk assessment at a national scale. *Biol. Invasions* 4: 397-412.
- Sagoff M., 2005. Do non-native species threaten the natural environment? *J. Agr. Environ. Ethic* 18: 215-236.
- Sax D., Gaines S. & Brown J., 2002. Species invasions exceed extinctions on islands worldwide: a comparative study of plants and birds. *Am. Nat.* 160: 766-783.
- Sax D.F., Stachowicz J.J., Brown J.H., Bruno J.F., Dawson M.N., Gaines S.D., Grosberg R.K., Hastings A., Holt R.D., Mayfield M.M., O'Connor M.I. & Rice W.R., 2007. Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends Ecol. Evol.* 22: 465-471.
- Simberloff D., 2003. Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biol. Invasions* 5: 179-192.
- Tassin J., 2008. Vers un autre regard sur les invasions biologiques. *Le Courrier de la nature* 237 : 20-25.
- Tassin J., 2010. *Plantes et animaux venus d'ailleurs : une brève histoire des invasions biologiques*. Éditions Orphie, Saint-Denis de la Réunion, 136 p.
- Taylor P.D., Fahrig L. & With K.A., 2006. Landscape connectivity: a return to the basics. In: Crooks K.R., Sanjayan, M. (eds), *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge: 29-43.
- Thuiller W., Lavorel S., Araujo M.B., Sykes M.T. & Colin Prentice I., 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 102: 8245-8250.
- Tischendorf L. & Fahrig L., 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.
- Tournu C., 2000. *Des gazons adaptés aux activités humaines*. Dossiers de fiches thématiques de l'INRA. Voir <http://www.inra.fr/internet/Directions/DIC/ACTUALITES/NATURE/pdf/herbgazon.pdf>
- Travier D., Lécuyer D., Ladrangé B., Brosse-Genevet E., Ferreux M.-P., Bouchet M., Mathieu F. & Lafont J.-P., 2008. *Votre châtaigneraie*. Revue Cévennes, cahiers pratiques. Parc national des Cévennes.
- UIPP (Union des industries de la protection des plantes), 2007. *Rapport annuel d'activité*. Union des industries de la protection des plantes.
- Valéry L., Fritz H., Lefeuvre J.-C. & Simberloff D., 2008. In search of a real definition of the biological phenomenon itself. *Biol. Invasions* 10: 1345-1351.
- Vergriete Y. & Labrecque M., 2007. *Rôles des arbres et des plantes grimpantes en milieu urbain : revue de littérature et tentative d'extrapolation au contexte montréalais*. Rapport d'étape destiné au Conseil régional de l'environnement de Montréal. Institut de recherche en biologie végétale, Jardin botanique de Montréal et Université de Montréal, 56 p.
- Vilà M., Siamantziouras D., Brundu G., Camarda I., Lambdon P., Médail F., Moragues E., Suehs C.M., Traveset A., Troumbis A.Y. & Hulem P. E., 2008. Widespread resistance of Mediterranean island ecosystems to the establishment of three alien species. *Divers. Distrib.* 14: 839-851.
- Vitousek P.M, Walker L.R., Whiteaker D., Mueller-Mombois D. & Matson P.A., 1987. Biological invasion by *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawai'i. *Science* 238: 802-804.
- Warren C.R., 2007. Perspectives on the 'alien' versus 'native' species debate: a critique of concepts, language and practice. *Prog. Hum. Geog.* 31: 427-446.
- Webb D.A., 1985. What are the criteria for presuming native status? *Watsonia* 15: 231-236.
- Wilcove D.S., Rothstein D., Dubow J., Phillips A. & Losos E., 1998. Quantifying threats to imperilled species in the United States. *Bioscience* 48: 607-615.
- Young C., 2008. Butterfly activity in a residential garden. *Urban Habitats* 5: 84-102.

Annexe 1

Exemple de base de données détaillée sur les risques et bénéfices de l'utilisation de *Lippia canescens* Kunth dans les jardins et espaces verts

A sample data base: Risks and benefits of using Lippia canescens Kunth in gardens and amenity plantings

Dans le tableau suivant, la colonne de gauche indique les différentes rubriques de la base de données, la colonne du milieu présente une information concise utilisable pour les prises de décision et la colonne de droite présente les sources et les différents éléments de discussion.

Rubriques	Informations pour l'espèce	Discussion et références
I. Informations générales I.1. Dénomination I.1.1. Nom scientifique I.1.2. Noms communs I.1.3. Famille botanique I.1.4. Synonymes botaniques I.1.5. Risques de confusion	<p><i>Lippia canescens</i> Kunth Français : verveine nodiflore Anglais : hairy fog fruit</p> <p>Verbenaceae</p> <p><i>Phyla canescens</i> (Kunth) Greene <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. var. <i>canescens</i> (Kunth) Kuntze <i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene var. <i>canescens</i> (Kunth) Moldenke <i>Lippia filiformis</i> Schrad. <i>Phyla filiformis</i> (Schrad.) Meikle <i>Lippia repens</i> Spreng. <i>Lippia reptans</i> Kunth <i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene, var. <i>reptans</i> (Kunth) Moldenke <i>Lippia sarmentosa</i> Spreng.</p> <p>Nombreuses confusions dans la littérature, les flores et les échantillons d'herbier avec un taxon proche, <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. Ces confusions ont engendré une confusion en horticulture, le même taxon étant souvent cultivé indifféremment sous les noms <i>Lippia canescens</i> Kunth et <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx.</p> <p>Synonymes pour <i>Lippia nodiflora</i> : <i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. var. <i>rosea</i> (D. Don) Munz <i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene var. <i>longifolia</i> Moldenke <i>Phyla incisa</i> Small <i>Lippia incisa</i> (Small) Tidestr. <i>Phyla nodiflora</i> (L.) E. Greene var. <i>incisa</i> (Small) Mold. <i>Phyla chinensis</i> Lour. <i>Verbena nodiflora</i> L. <i>Zapania nodiflora</i> (L.) Lam.</p>	<p>Ces deux taxons ont été considérés par certains auteurs comme deux variétés de la même espèce. Ils présentent dans la nature de nombreuses variations : couleur des fleurs, taille des feuilles, densité des poils, tiges plus ou moins ligneuses (Munir 1993 ; O. F., observations personnelles).</p> <p>Girod (2007) signale que des échantillons de <i>Lippia canescens</i> Kunth (que lui nomme <i>Phyla canescens</i>) provenant de 15 localités (5 localités en Argentine, 5 localités en France et 5 localités en Australie), cultivés dans des conditions expérimentales identiques, révèlent une variabilité phénotypique telle que la différenciation de ce taxon avec <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. est délicate.</p> <p>Des révisions successives des genres <i>Phyla</i> et <i>Lippia</i> ont été menées à 12 reprises en Australie entre 1982 et 1992. Les publications australiennes récentes (Munir 1993) conservent l'hypothèse de deux espèces distinctes tout en précisant qu'il reste un doute à éclaircir ultérieurement sur le rang taxonomique approprié pour distinguer ces deux taxons (Leigh & Walton 2004).</p> <p>D'après Girod (2007) : "Although <i>Phyla</i> contains just a few species, taxonomical challenges do exist, especially in regards to the <i>Phyla canescens</i> – <i>Phyla nodiflora</i> species complex. Unfortunately, the only recent monograph of this genus (Kennedy 1992) provides unsatisfactory results in identifying populations and taxa."</p> <p>Au jardin botanique de Kew, qui sert de référence pour la nomenclature horticole, <i>Lippia canescens</i> Kunth est étiqueté <i>Phyla nodiflora</i> (O. F., observation personnelle, 2010).</p> <p>Nous avons noté que les caractéristiques distinctives entre ces deux taxons ne concordent pas dans les flores suivantes :</p> <p>Flora of Turkey, Davis 1982, Flora Corsica, Jeanmonod & Gamisans 2007, Flore de France, Coste rééd.1982, La Grande flore en couleurs, Bonnier 1911 & 1935, Flora Europea, Tutin <i>et al.</i> 1964-1980, Flora of Palestine, Zohary 1966, Flora d'Italia, Pignati 1982, Flora of Mauritius and The Seychelles, Baker 1970 (reprint), Les Plantes vasculaires de la République de Djibouti, Andru <i>et al.</i> 1994 Flora of the Bahama Archipelago, Correll & Correll 1982, Flora of Saudi Arabia, Migahid 1978, Flora of Lowland Irak, Cramer 1964. Flowering Plants of Jamaica, Adams 1972, Arizona Flora, Kearney & Peebles, 1964.</p> <p>Dans des conditions similaires de culture (parcelles expérimentales de la Pépinière Filippi) <i>Lippia canescens</i> Kunth (prélevé dans la basse plaine de l'Aude) et <i>Lippia</i></p>

Rubriques	Informations pour l'espèce	Discussion et références
<p>I.2. Type biologique</p> <p>I.3. Origine et aire biogéographique</p> <p>I.4. Distribution autour de la Méditerranée</p> <p>I.5. Écosystème dans l'aire d'origine</p>	<p>Hémicryptophyte</p> <p>Origine : Amérique du Sud (Bolivie, Équateur, Pérou, Argentine, Chili, Paraguay, Uruguay)</p> <p>Naturalisé dans de nombreux pays autour de la Méditerranée</p> <p>Pampas inondées et pâturages</p>	<p><i>nodiflora</i> (L.) Michx. (prélevé autour de l'étang de Barcaggio en Corse) sont distingués par deux caractères principaux :</p> <p>(a) en fin de floraison les inflorescences fanées de <i>Lippia canescens</i> Kunth sont sphériques à ovoïdes alors que les inflorescences fanées de <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. sont nettement cylindriques ;</p> <p>(b) le calice de <i>Lippia canescens</i> Kunth est peu découpé alors que le calice de <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. est découpé en deux lobes presque jusqu'à sa base.</p> <p>D'après Munir (1993) ces deux taxons différeraient avant tout par leurs exigences écologiques légèrement différentes : <i>Lippia canescens</i> Kunth préfère les zones inondables en sol lourd, alors que <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. préfère les zones inondables en sol plus léger, à tendance sablonneuse (Leigh & Walton 2004).</p> <p>Largement naturalisé dans les régions tropicales et subtropicales du monde (USDA 2010)</p> <p>– Présent en Espagne, Portugal, France, Italie, Algérie, Égypte, Israël (Leigh & Walton 2004).</p> <p>– Selon le directeur du jardin botanique de Jérusalem on trouve <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. mais pas <i>Lippia canescens</i> Kunth en Israël (Ori Fragmann, communication personnelle, 2009).</p> <p>– <i>Lippia canescens</i> Kunth serait également présent au Maroc (Alain Dobignard, communication personnelle, 2006).</p> <p>Girod 2007.</p>
<p>II. Propagation et mode de dissémination</p> <p>II.1. Vecteur de pollinisation</p> <p>II.2. Dissémination des graines</p> <p>II.3. Multiplication végétative</p> <p>II.4. Propagation par l'homme</p>	<p>Insectes Autogame et allogame.</p> <p>Hydrochorie, Epizoochorie occasionnelle</p> <p>Tiges radicantes, bouturage de fragments</p> <p>Plantations, mouvements de terre, roues</p>	<p>Hydrochorie : les graines minuscules tombent au pied de la plante sous le feuillage. Lors d'une inondation les graines flottent à la surface de l'eau et peuvent parcourir une grande distance en étant transportées par le courant.</p> <p>Epizoochorie :</p> <p>– Il est possible que <i>Lippia canescens</i> Kunth se propage d'une zone inondable à une autre grâce aux graines (ou aux fragments de tiges) collés avec de la boue aux pattes des oiseaux fréquentant les zones humides (Leigh & Walton 2004).</p> <p>– Le transport des graines par les fourmis, parfois évoqué comme hypothèse, ne correspond pas aux observations dans les jardins : il n'y a aucune activité de fourmis dans les parcelles de <i>Lippia canescens</i> Kunth, contrairement à ce que l'on peut observer dans les parcelles adjacentes d'espèces myrmécophores, qu'elles soient autochtones comme <i>Cyclamen</i> spp. ou exotiques comme <i>Dichondra repens</i> J. R. Forst & G. Forst.</p> <p>Anémochorie : selon le syndicat mixte de la basse vallée de l'Aude, « la plante se propage par le vent, modifiant l'environnement indigène » (<i>Midi Libre</i>, 8 avril 2009). Toutefois aucune autre référence bibliographique ne cite d'anémochorie pour cette espèce.</p> <p>– Les tiges s'enracinent au contact du sol à chaque nœud, permettant à l'espèce de s'étaler rapidement dans les zones où le sol est dépourvu de végétation.</p> <p>– Lors d'inondations temporaires, les tiges peuvent s'étioler et se couper en petits tronçons. Ces boutures emportées par le courant s'enracinent dans le sol humide en fin d'inondation, assurant une large dissémination de la plante dans la zone inondée (Leigh & Walton 2004).</p> <p>– Des fragments de tiges pris dans la boue collée aux pattes des bovins ou ovins peuvent être transportés aux alentours des prairies inondables.</p> <p>"The clay soils on the flood plains becomes very sticky when wet and small pieces of stem may break off and become lodged in the mud stuck to the feet of animals. Movement of animals then spreads <i>Lippia</i> to other areas. This may also help explain the presence of <i>Lippia</i> into country above the flood plain" (Leigh & Walton 2004).</p> <p>– Plantations dans les jardins et les espaces verts comme alternative au gazon.</p> <p>– À proximité des zones envahies, le transport de terre contenant des fragments de tiges, pour l'aménagement de talus routiers ou de ronds points, peut contribuer à disséminer <i>Lippia canescens</i> Kunth hors des zones de prairies inondables, dans des secteurs où la faible profondeur de la nappe phréatique est favorable à l'expansion de l'espèce.</p> <p>– Dans les prairies inondables, des fragments de tiges pourraient se coller aux roues des tracteurs et des engins agricoles, surtout en période de sol mou en fin d'inondation, et être disséminés le long des voies de communication rayonnant autour des prairies inondables.</p>
<p>III. Type de milieu</p> <p>III.1. Milieu(x) où l'espèce est invasive</p>	<p>Prairies salées pâturées soumises à inondations temporaires</p>	<p>En France dans la basse plaine de l'Aude, <i>Lippia canescens</i> Kunth est invasif dans les prés salés et les prairies maigres de fauche. Des enquêtes sur les parcelles exploitées ont montré que <i>Lippia canescens</i> Kunth est plus présent dans les zones humides,</p>

Rubriques	Informations pour l'espèce	Discussion et références
<p>III.2. Potentiel invasif (capacité d'extension par moyens naturels et/ou avec l'aide de l'homme)</p>	<p>Très élevé dans les milieux où l'espèce est invasive, faible ailleurs. Score ISEA = 2</p>	<p>pâturées en continu, où la dynamique de repousse des espèces fourragères n'est plus possible (<i>Journal CEN L-R</i>, hiver 2004-2005).</p> <p>En Australie, à partir d'un site envahi (prairie pâturée en zone inondable), la pression des propagules est parfois telle que <i>Lippia canescens</i> Kunth peut envahir également des zones limitrophes (accotement de chemins et de routes, zones perturbées) même si elles ne sont pas pâturées, en raison de la dissémination par fragments contenus dans la boue après inondation (roues, troupeaux) (Leigh & Walton 2004). L'expansion de <i>Lippia canescens</i> Kunth est favorisée par des inondations de courte durée (dissémination des graines et des boutures). Des inondations de longue durée (plus de 4 à 8 semaines) suffisent au contraire pour entraîner la mort de la plante (Leigh & Walton 2004).</p> <p>"This species generally prefers growing in moist clay soils, and is commonly found in areas subject to frequent or occasional water inundation" (Lucy <i>et al.</i> 1995).</p> <p>"Healthy and competitive pastures can suppress lippia reinvasion, while heavily grazed pastures encourage the weed to re-establish" (Queensland Land Protection 2006).</p> <p><i>Lippia canescens</i> connaît un fort potentiel de croissance lorsque ses racines rencontrent une nappe phréatique à faible profondeur (Leigh & Walton 2004).</p> <p>Grâce à ses modes de dispersion, le potentiel d'expansion de l'espèce est très important dans les zones inondables, particulièrement les prairies salées pâturées (Leigh & Walton 2004).</p> <p>Par contre, bien qu'il puisse se naturaliser temporairement dans différents milieux, <i>Lippia canescens</i> Kunth n'est pas invasif dans les milieux non inondables qui ne correspondent pas à ses modes spécifiques de dissémination à longue distance. D'après Girod (2007) : "<i>Phyla canescens</i> was first reported from France as a cultivated plant in Paris in 1826. It was then sold in the south of France for use as a groundcover and was recorded from Hyères (Var) in 1870. It was found in all Mediterranean coastal departments of France but managed to develop only in Hérault and Aude."</p> <p>Le <i>Lippia canescens</i> Kunth est naturalisé dans de nombreux pays du monde, mais il semble être considéré comme une plante invasive posant d'importants problèmes de gestion dans deux régions seulement : les prairies salées inondables de la basse plaine de l'Aude dans le sud de la France et, à une échelle bien plus importante, les prairies salées inondables du bassin Murray-Darling dans le sud-est de l'Australie (Girod 2007).</p> <p>Malgré une expansion spectaculaire dans la basse plaine de l'Aude, dans les autres zones du sud de la France, <i>Lippia canescens</i> Kunth est en nette régression. Une naturalisation temporaire dans différentes stations dans les Pyrénées-Orientales, l'Hérault, les Bouches-du-Rhône, le Var et les Alpes-Maritimes a pu être notée sans que le <i>Lippia</i> ne devienne envahissant dans ces stations ou à proximité.</p> <p>Ci-dessous la liste des stations, établie par Girod (2007) où <i>Lippia canescens</i> Kunth a été temporairement naturalisé dans le sud de la France hors basse plaine de l'Aude, avec les dates de première et de dernière observations. Si une seule date est indiquée, une seule observation a été rapportée.</p> <p>Aix-en-Provence (Bouches-du-Rhône), Cuques (1900) Baillargues (Hérault) bord de piste autour de la gare (1967) Balaruc-les-Bains (Hérault), le long de la ligne de chemin de fer entre Sète et Balaruc (1886) Bandol (Var), rocailles maritimes (1930) Béziers (Hérault), la Dragonne (1890 ; 1920) Carqueiranne (Var), Fontbrun (1892 ; 1919) Fitou (Aude), près de la gare (1884 ; 1973) Grasse (Alpes-Maritimes), près de la propriété Pilar au Plan (1889 ; 1953) Hyères (Var) (1870) La Calade (Var) (1914) La Crau (Var), Moutonne (1910) La Garde (Var), station d'épuration (2000) La Londe-des-Maures (Var), D 559 à Saint-Honoré (1998) Lamalou-les-Bains (Hérault) (1896) La Seyne-sur-Mer (Var), terrain vague entre le port et l'anse de Brégaillon (1915) La Valette-du-Var (Var), bords des champs à Baudouvin (1913 ; 1963) Le Pradet (Var), Garonne (1936) Maguelonne (Hérault), près de l'église de Maguelonne (1884 ; 1930) Marseille (Bouches-du-Rhône), diverses localités (1892 ; 1980) Mirepeisset (Aude) (1928) Montarnaud (Hérault) (1908) Narbonne (Aude), chemin du Quatorze (1928) Saint-Mandrier (Var), chemin sur le littoral au sud du village (1936 ; 1980) Saint-Martin-de-Prunet (Hérault) (1930) Saint-Raphaël (Var), Agay (1951) Saint-Tropez (Var), Château David, cimetière marin, Pampelonne (1912 ; 1916) Salses (Pyrénées-Orientales), près humides vers le grau de Leucate (1888) Sanary-sur-Mer (Var), lit de la Reppe (1890 ; 1891) Sète (Hérault), corniche (1907 ; 1988)</p>

Rubriques	Informations pour l'espèce	Discussion et références
III.3. Valeur de conservation du milieu envahi (présence d'espèces rares ou à haute valeur patrimoniale)	Moyenne. Score ISEA = 2	<p>Six-Fours-les-Plages (Var), Notre-Dame de la Pépiole (1905) Solliès-Pont (Var) (1895) Toulon (Var), Lagoubran (1910) Valras (Hérault) (1920) Une petite station était toujours notée en 2006 près de La Garde dans le Var.</p> <p>En Australie : <i>Lippia canescens</i> Kunth est envahissant à grande échelle dans les zones inondables du bassin Murray-Darling, consacré à l'élevage ovin. La végétation de ces zones était jusqu'à une époque récente (xix^e siècle) composée d'une forêt clairsemée d'eucalyptus (<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh., <i>Eucalyptus coolabah</i> Blakey & Jacobs) avec un sous-bois dense de plantes pérennes à racines profondes (CPBR 2004). À partir de la fin du xix^e siècle, cette végétation autochtone dont le système racinaire maintenait le niveau de la nappe phréatique saumâtre à environ 25 mètres de profondeur a été progressivement défrichée pour être remplacée par des pâturages et cultures annuelles composés d'espèces à racines superficielles, entraînant une remontée rapide de la nappe phréatique : en 1987 dans le bassin Murray-Darling, la nappe phréatique était remontée à moins de 2 mètres de profondeur sur près de 560 000 hectares (Murray Darling Basin Commission 2006). La modification du niveau de la nappe phréatique, la création d'un réseau dense de canaux pour l'irrigation approvisionnés par de très nombreux barrages (plus de trente) et les prélèvements pour approvisionner en eau potable une population de près de 16 millions d'habitants ont profondément changé les flux hydriques (ampleur et fréquence des inondations) et entraîné une salinisation importante de la surface du sol par remontées capillaires et évaporation. Cette salinisation des terres est devenue la préoccupation environnementale majeure du bassin Murray Darling (Murray Darling Basin Commission 2006), comme dans de nombreuses autres régions agricoles d'Australie (O. F., observation personnelle, 2006).</p> <p>C'est dans ce milieu perturbé – caractérisé par le défrichement de la végétation autochtone, la salinisation du sol, la remontée de la nappe phréatique, la pression du surpâturage et la modification du régime d'inondations – que <i>Lippia canescens</i> Kunth a pu exprimer un potentiel invasif spectaculaire depuis environ 50 ans dans le bassin Murray-Darling (Leigh & Walton 2004).</p> <p>"McCosker (1994) cites the construction of the Copeton dam and the development of an extensive irrigation industry as being largely responsible for bringing about a pronounced reduction in the frequency and duration of natural flooding of native pastures in the lower reaches of the catchment. This reduction in flooding has had significant impact on the natural vegetation, with aquatic and semi-aquatic plants losing vigour and largely disappearing. A subsequent invasion of these communities by weeds and <i>Lippia</i> has been favoured by the change in water balance within the system" (Lucy et al. 1995).</p> <p>"Changes in water balance in the Murray Darling Basin ecosystem are postulated to have contributed to the spread of lippia through the system. Reduced frequency and length of natural flooding periods in native pastures, resulting from such activities as dam construction and extensive irrigation development may favour the invasion of the Murray Darling river system by weeds such as lippia. At the same time changes in land use, salt levels and other management activities may have increased lippia's competitive viability" (Leigh & Walton 2004).</p> <p>"<i>Lippia</i> will colonise land that has been put at risk by overgrazing, flood or disturbance. A dense stand of perennial vegetation has the ability to resist invasion by <i>Lippia</i>" (Leigh & Walton 2004).</p> <p>"A number of ecological threatened communities and species occur in areas within the area threatened by <i>Lippia</i>. <i>Lippia</i>'s direct impact on these species, however, has not been assessed, and this needs to occur to determine the true environmental impact of this species. For example, the loss of wildlife habitat has been observed in the Macquarie Marshes, including the reduced availability of birding nesting sites, as a result of conversion of water couch to <i>Lippia</i>. What is not recorded is whether other land management factors have also contributed to this change in plant community or if <i>Lippia</i> is the main reason for this change" (Leigh & Walton 2004).</p> <p>L'augmentation des perturbations liées au réchauffement climatique risque d'aggraver l'invasion de <i>Lippia canescens</i> en Nouvelles Galles du Sud et dans le Queensland : "Future climate predictions indicate that the greater part of the Murray Darling Basin will be drier and warmer under the enhanced greenhouse conditions. Increased temperatures and low rainfall cause widespread drought, leading to increases in the area of bare ground available for <i>Lippia</i> to colonise when there is a flood. [...] Prolonged drought, combined with overgrazing by livestock, has suppressed the growth of potentially competitive native pasture plants, increasing the amount of bare ground present across much of the Murray Darling Basin" (Lawrence & Stokes 2008).</p> <p>En Espagne : <i>Lippia canescens</i> Kunth envahit très ponctuellement des zones salées, inondables et pâturées dans la vallée de l'Ebre et de ses affluents comme le Rio Cinca (Dana et al. 2004). On le trouve par exemple près du village de Chiprana sur les berges de la mer d'Aragon sur le Rio Ebre (O. F., observation personnelle, 2009), dont la fluctuation du niveau est liée aux barrages réalisés à l'époque de Franco pour</p>

Rubriques	Informations pour l'espèce	Discussion et références
		<p>transformer les steppes salées de la vallée de l'Ebre en vaste zone agricole irrigable. Sur les berges de la mer d'Aragon, <i>Lippia canescens</i> Kunth est en compétition avec une autre espèce invasive, <i>Paspalum vaginatum</i> Sw., qui profite de ce milieu perturbé pour constituer de larges pelouses pâturées (Curcò i Masip 2001).</p> <p>En France : <i>Lippia canescens</i> Kunth a envahi environ 660 hectares dans les prairies salées inondables et pâturées de la basse plaine de l'Aude (<i>Journal CEN-LR</i>, automne 2006), qui font partie d'un ensemble de zones humides d'intérêt patrimonial (Natura 2000). Les prairies salées sont un habitat d'intérêt communautaire au titre de la Directive Habitat. L'invasion par <i>Lippia</i> modifie l'entomofaune constituant le régime alimentaire d'espèces d'oiseaux remarquables comme la pie-grièche à poitrine rose (<i>Lanius minor</i> Gmelin), espèce à large répartition européenne et asiatique mais en nette régression en France (classement liste rouge IUCN "Least Concern"). Certaines plantes rares (<i>Bellevalia romana</i> (L.) Rchb., <i>Plantago cornuti</i> Gouan) poussent dans le même habitat que <i>Lippia canescens</i> Kunth et son extension pourrait réduire leur présence dans la basse plaine de l'Aude (Girod 2007).</p> <p>« Sur le millier d'hectares que compte la basse plaine de l'Aude, 66 % sont envahis par le <i>Lippia</i>. Dans le tiers des zones colonisées, le taux de recouvrement de cette plante envahissante est supérieur à 50 %, réduisant d'autant la quantité de fourrage pour le bétail » (<i>Journal CEN L-R</i>, automne 2006).</p> <p>Historiquement, l'usage des terres et la gestion du réseau hydrologique ont évolué dans la basse plaine de l'Aude. La polyculture méditerranéenne a laissé place à une monoculture de la vigne au moment de la crise du <i>Phylloxera</i> à la fin du XIX^e siècle, le caractère inondable de la plaine amenant aux villages limitrophes une grande prospérité au moment où les vignobles du Languedoc-Roussillon étaient décimés (Langumier 2008). Avec cette monoculture s'est mis en place un réseau dense de canaux d'irrigation, fossés de drainage et petits ouvrages hydrauliques permettant d'inonder la vigne en hiver pour lutter contre le <i>Phylloxera</i> et limiter la salinité du sol. La tendance à l'arrachage des vignes depuis les années 1960 a modifié la mosaïque bocagère et le fonctionnement du réseau hydrologique. L'élevage bovin s'est développé sur une grande surface (bien qu'il n'y ait qu'une seule exploitation, l'élevage concerne près de 1 000 hectares) depuis une vingtaine d'années, complété par un élevage ovin dont l'implantation récente a été encouragée par les gestionnaires du site pour lutter contre l'embroussalement (SMBVA 2008).</p> <p>La perception de la valeur de conservation de ces zones est complexe : « Malgré les apparences, la physiologie hydrologique et biologique des basses plaines de l'Aude est largement artificielle ; la gestion de l'espace est étroitement liée à celle de l'eau avec des impacts sur l'équilibre biologique et les paysages. Un patrimoine paysager et biologique d'une qualité reconnue au niveau national et international (classement Natura 2000) s'est constitué parallèlement à un usage exclusivement agricole des eaux. Or depuis quelques décennies, ces usages ont été largement modifiés (déprise agricole, etc.), et les pratiques (gestion des canaux et des petits ouvrages hydrauliques, atterrissements, submersions, etc.) perdues de vue. L'évolution de la gestion de l'eau s'est traduite par une modification des écosystèmes et un nouvel enjeu, écologique, a émergé si bien que le retour à un état <i>ex ante</i> a pu être apprécié comme une "dégradation" » (Langumier 2008).</p> <p>« Le diagnostic réalisé dans le document d'objectifs a permis de dégager comme enjeu prioritaire la protection des prés salés méditerranéens, habitat en voie de raréfaction à l'échelle européenne. Cet habitat est le plus important en termes de surfaces sur le site de la basse plaine de l'Aude (884 hectares). Il est menacé par divers facteurs, et principalement : l'abandon des pratiques de pâturage, qui conduirait à un embroussalement, une pression de pâturage trop forte, qui dégraderait ces habitats, et la colonisation par <i>Lippia canescens</i>, espèce fortement invasive » (MAE basse plaine de l'Aude, campagne 2009).</p> <p>On peut noter qu'en Corse le taxon voisin, <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx., est inscrit au tome I (espèces prioritaires) du <i>Livre Rouge de la flore menacée de France</i> (Olivier et al. 1995). <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. subit en effet la concurrence de la végétation autochtone autour de l'étang de Barcaggio, sa seule station française. Le pâturage modeste caractéristique du maquis corse ne suffit pas à maintenir le milieu ouvert autour de l'étang de Barcaggio (O. Filippi, observations personnelles, 2005 et 2007). Ainsi les préconisations de gestion des abords de l'étang de Barcaggio pour maintenir la station de <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. incluaient en 1990 l'ouverture du milieu par arrachage ou brûlage des espèces autochtones, dont certaines espèces protégées au niveau national comme <i>Vitex agnus-castus</i> L. (Paradis 1992).</p>
<p>IV. Impacts négatifs de l'espèce invasive IV.1. Impact sur la santé humaine IV.2. Impacts sur les activités économiques</p>	<p>Non répertorié</p> <p>Élevés : diminution importante de la valeur des pâturages envahis.</p>	<p>En Australie on estime la perte engendrée par l'invasion de <i>Lippia canescens</i> Kunth dans les pâturages du bassin Murray-Darling à 38 millions de dollars par an (Barry et al. 2008). La plante est soit délaissée par les troupeaux (faible appétence) soit trop courte pour être pâturée. La pression exercée par le pâturage sur les autres espèces</p>

Rubriques	Informations pour l'espèce	Discussion et références
<p>IV.3. Impacts sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes</p> <p>IV.3.1. Impacts sur les espèces autochtones</p> <p>IV.3.1.1. Compétition directe</p>	<p>Moyens. Score ISEA = 2</p> <p>Moyenne à élevée : – compétition pour la lumière, l'eau et les nutriments ; – allélopathie (faible, moyenne ou élevée selon les auteurs).</p>	<p>diminue la concurrence et favorise ainsi l'expansion de <i>Lippia canescens</i> Kunth (Leigh & Walton 2004).</p> <p>En France dans la basse plaine de l'Aude, <i>Lippia canescens</i> Kunth est délaissé par les moutons, chevaux et bovins. Dans les prés de fauche, il diminue la production fourragère jusqu'à 50 % lorsqu'il recouvre entre 45 et 100 % (<i>Journal CEN L-R</i>, hiver 2004-2005).</p> <p>« Lorsqu'il y a surpâturage, les graminées n'ont pas le temps de pousser et le <i>Lippia</i>, non consommé par les herbivores, en profite pour prendre ses aises » (AME 2003). Les avis divergent sur les effets de l'allélopathie de <i>Lippia canescens</i> Kunth : l'allélopathie du <i>Lippia</i> a une influence variable selon les espèces. En conditions de laboratoire la germination de deux légumineuses, <i>Vicia villosa</i> Roth et <i>Trifolium subterraneum</i> L., est inhibée par des extraits de <i>Lippia canescens</i> Kunth (présence de monoterpènes et de sesquiterpènes). Par contre la germination des laitues, <i>Lactuca sativa</i> L., du radis, <i>Raphanus sativa</i> L., et des graminées <i>Avena sativa</i> L. et <i>Lolium multiflorum</i> Lam. est peu affectée par les extraits de <i>Lippia</i>, même à des concentrations supérieures à celles qui peuvent exister dans la nature. Enfin les extraits de <i>Lippia</i> n'ont aucune influence sur la germination du sorgho, <i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench. (Daley et al. 2006).</p> <p>Il ne semble pas y avoir d'études permettant d'évaluer l'allélopathie de <i>Lippia canescens</i> en la comparant à l'allélopathie commune chez de nombreuses plantes méditerranéennes comme <i>Thymus vulgaris</i> L., <i>Teucrium polium</i> L. ou <i>Cistus ladanifer</i> L. (Thompson 2005 ; Herranz et al. 2006 ; Arminante et al. 2006).</p> <p>"Field observations have noted areas of bare ground surrounding dense swards of <i>Lippia</i>, which have been attributed to the plant's allelopathic ability" (Lucy et al. 1995).</p> <p>"Other workers also question the attributing of this bare ground to allelopathy. For example, there are many other sites where other species grow within close proximity of <i>Lippia</i> without any apparent allelopathic effect. The evidence for this allelopathic effect is largely anecdotal" (Leigh & Walton 2004).</p> <p>"Some allelopathic effects have been suspected (Tan et al. 2007) but more accurate studies have failed to find any effect" (Girod 2007).</p> <p>Selon le Syndicat mixte de la basse vallée de l'Aude, l'allélopathie est au contraire importante : « Le <i>Lippia</i> est une plante nuisible puisqu'elle produit des substances toxiques qui tuent certaines espèces végétales » (<i>Midi Libre</i>, 8 avril 2009).</p> <p>Selon le CEN L-R : « <i>Lippia</i> limite la diversité de la flore par la production de substances toxiques » (<i>Journal CEN L-R</i>, automne 2006).</p>
<p>IV.3.1.2. Érosion de la diversité génétique</p> <p>IV.3.1.3. Transmission d'agents pathogènes</p> <p>IV.3.2. Impacts sur le fonctionnement des écosystèmes</p> <p>IV.3.2.1. Modification du milieu</p> <p>IV.3.2.2. Modification du flux de ressources</p> <p>IV.3.2.3. Modification de la trajectoire d'évolution de l'écosystème</p>	<p>Non répertoriée</p> <p>Non répertoriée</p> <p>Moyens. Score ISEA = 2</p> <p>Érosion des berges</p> <p>Diminue la disponibilité en eau pour les autres espèces.</p> <p>Avis divergents : est-ce l'invasion qui crée la perturbation du milieu ou la perturbation du milieu qui permet l'invasion ?</p>	<p>Contribue à l'érosion des berges dans certaines conditions de sol argileux après défrichement de la végétation autochtone (Leigh & Walton 2004).</p> <p>"An important feature of the growth habit of <i>Lippia</i> is the deep and very extensive tap root system. This enables it to compete very successfully with other plant species for moisture" (Lucy et al. 1995).</p> <p><i>En Australie</i> selon certains auteurs l'invasion de <i>Lippia canescens</i> diminue la régénération des <i>Eucalyptus</i>.</p> <p>"In Queensland, Forest Services survey of two hundred riparian sites along the Condamine and tributaries, exotic weeds (predominantly <i>Lippia</i>) were recorded as a major limitation to regeneration on 48% of sites. This effect was second only to over grazing by stock as the major limitation to regeneration" (Lucy et al. 1995).</p> <p>"As a low growing prostrate herb its ability to completely displace ground layer vegetation, as well as affect regeneration of woody species could significantly decrease biomass diversity" (Victorian Ressource Online 2009).</p> <p>D'autres au contraire attribuent le manque de régénération de la végétation spontanée aux perturbations du milieu d'origine anthropique : modification du régime des inondations liée aux barrages et aux prélèvements pour l'irrigation agricole et l'approvisionnement en eau potable, augmentation de la salinité du sol liée à la remontée de la nappe phréatique suite aux défrichements et à l'irrigation (Murray Darling Basin Commission 2006), ces perturbations favorisant également l'expansion du <i>Lippia</i>.</p> <p><i>En Espagne</i>, <i>Lippia canescens</i> Kunth n'est pas répertorié comme une cause de modification de la trajectoire d'évolution de l'écosystème, en raison du milieu très perturbé où il se développe (berges artificielles sur sol salé avec évolutions du niveau de l'eau en fonction de la gestion des barrages).</p>

Rubriques	Informations pour l'espèce	Discussion et références
IV.4. Mesure d'impact	Total score ISEA = 8	<i>En France</i> , dans la basse plaine de l'Aude, les prairies salées inondables où <i>Lippia canescens</i> Kunth est invasif font l'objet de recommandations par le Conservatoire des espaces naturels pour maintenir le milieu ouvert (pâturage, girobroyage) afin d'empêcher l'évolution du site vers un embroussaillage naturel.
V. Aspects positifs de l'utilisation de la plante		
V.1. Réduction de l'empreinte écologique des jardins et des espaces verts	Élevée	<i>Lippia canescens</i> Kunth permet de réduire la consommation en eau, en engrais et en pesticides des jardins traditionnels (Gildemeister 1996 ; Lapouge 2007). Ce couvre-sol n'a pas besoin d'être tondu, ce qui élimine l'utilisation d'engins à moteurs pour les opérations de tonte et d'évacuation des déchets. <i>Lippia canescens</i> Kunth a des qualités techniques irremplaçables dans les jardins méditerranéens : à l'heure actuelle aucune autre espèce utilisée en alternative au gazon dans le sud de l'Europe n'a les mêmes qualités de résistance au piétinement et à la sécheresse (Cuche 2005 ; Filippi 2007).
V.2. Fonction paysagère	Élevée	<i>Lippia canescens</i> Kunth est utilisé comme alternative au gazon en zone méditerranéenne (Burte 1992 ; Gildemeister 1996). <i>Lippia canescens</i> peut être utilisé comme couvre-sol pour réduire la propagation des incendies à proximité des habitations (Leigh & Walton 2004).
V.3. Intérêts économiques	Faibles à moyens	<i>Lippia canescens</i> est mellifère et il est utilisé en Australie comme une ressource abondante pour la fabrication de miel dans le bassin Murray-Darling (Leigh & Walton 2004) " <i>Lippia</i> is recognized as a very valuable plant by apiarists. It produces pollen and nectar. In the Condamine River Catchment it produces strategic food supplies that work in well with other sources offered. <i>Lippia</i> in the Upper Condamine probably supports 10 000 hives, each producing up to 20 of honey a year. This represents a return of \$280 000 per annum if honey is valued at \$1.40 per kilogram" (Lucy <i>et al.</i> 1995).
V.4 Intérêt culturel ou patrimonial	Non répertorié	
VI. Recommandation de restrictions d'utilisation	Plantation à proscrire dans toutes les zones à proximité des pâturages sur prairies inondables en sol salé. Plantation à éviter dans toutes les zones inondables (cours d'eau et leurs abords) qui pourraient communiquer avec des prairies salées inondables.	

Références

- Agence méditerranéenne de l'environnement (AME), 2003. *La Lettre du réseau des espaces naturels protégés du Languedoc-Roussillon*, n° 30, octobre 2003.
- Arminante F., De Falco E., De Feo V., De Martino L., Mancini E. & Quaranta E., 2006. Allelopathic activity of essential oils from Mediterranean Labiatae. *In: Cervelli C., Ruffoni B. & Dalla Guda C. (eds), International Symposium of the Labiatae: Advances in production, biotechnology and utilisation*, San Remo, 30 novembre 2006.
- Barry S.I., Hickson R. & Stokes K., 2008. Modelling *Lippia* spread down flooding river systems. *ANZIAM J.* 49 : C359-C375.
- Burte J.-N., 1992. *Le bon jardinier (153^e édition)*. La Maison rustique, Paris, 2 882 p.
- CPBR (Centre for Plant Biodiversity Research and Australian National Herbarium), 2004. <http://www.anbg.gov.au/cpbr/WfHC/Eucalyptus-camaldulensis/index.html>
- Cuche P., 2005. *Plantes du Midi*, tome 2 : *Plantes vivaces et plantes à bulbes*. Édisud, Aix-en-Provence, 207 p.
- Curc i Masip A., 2001. La vegetación del delta del Ebro (V) : las comunidades helofíticas e hidrófilas. *Lazaroa* 22 : 67-81.
- Daley A.T., Tan D.K.Y. & Wu H., 2006. Phytotoxic effects of lippia (*Phyla canescens*) on germinating seeds. *In: Proceedings and Selected Papers of the Fourth World Congress on Allelopathy*, Wagga Wagga, août 2005.
- Dana E.D., Sanz-Elorza M. & Sobrino E., 2004. Estudio sobre las plantas invasoras en España. *In: Bañares Á., Blanca G., Güemes J., Moreno J.C. & Ortiz S., (eds), Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Filippi O., 2007. *Pour un jardin sans arrosage*. Actes Sud, Arles, 207 p.
- Gildemeister H., 1996. *Votre jardin méditerranéen. L'art de conserver l'eau*. Édisud, Aix-en-Provence, 635 p.
- Girod C., 2007. *Growth parameters and life-history traits of native and introduced populations of Phyla canescens (Verbenaceae), an invasive species in France and Australia*. Mémoire pour l'obtention du diplôme d'ingénieur agronome, Montpellier Supagro.

- Herranz J.M., Ferrandis P., Copete M.A., Duro E.M. & Zalcaín A., 2006. Effect of allelopathic compounds produced by *Cistus ladanifer* on germination of 20 Mediterranean taxa. *Vegetatio* 184: 259-272.
- Kennedy K., 1992. *A systematic study of the genus Phyla Lour. (Verbenaceae: Verbenoideae, Lantanae)*. PhD Thesis. University of Texas, Austin, Texas, 241 p.
- Langumier J., 2008. Genèse du risque et mémoires de la catastrophe : une approche ethnographique des inondations dans les basses plaines de l'Aude. *Pour Mémoire* 4: 8-25.
- Lapouge B., 2007. *Jardin sans eau*. Édisud, Aix-en-Provence, 95 p.
- Lawrence L. & Stokes K., 2008. Managing *Lippia* under climate change. *Farming Ahead* 194: 30-32.
- Leigh C. & Walton C.S., 2004. *Lippia* (*Phyla canescens*) in Queensland. Department of Natural Resources, Mines and Energy, Brisbane, 37 p.
- Lucy M., Powell E., McCosker R., Inglis G. & Richardson R., 1995. *Lippia* (*Phyla canescens*): A review of its economic and environmental impact on flood-plain ecosystems in the Murray-Darling Basin. Department of Primary Industries, Brisbane, 40 p.
- McCosker R.O., 1994. *Lippia* (*Phyla nodiflora*) an invasive plant of flood plain ecosystems in the Murray-Darling Basin. *À report on the distribution and ecology of lippia in the lower Gwydir Valley and the Murray-Darling Basin prepared for the Gingham Watercourse Landcare Group*. University of New England, Armidale.
- Midi Libre*, 8 avril 2009. Une plante vorace venue d'ailleurs envahit les zones humides, édition Béziers, p. 7.
- Munir A.A., 1993. A taxonomic revision of the genus *Phyla* Lour. (Verbenaceae). *Journal of the Adelaide Botanic Gardens* 15: 109-128.
- Murray Darling Basin Commission, 2006. *Land and water salinity*. http://www.mdbc.gov.au/salinity/land_and_water_salinity.htm.
- Olivier L., Galland J.P. & Maurin H. (eds), 1995. *Livre Rouge de la flore menacée de France*. Tome I : *Espèces prioritaires*. Collection Patrimoines naturels (Série Patrimoine génétique), n° 20. SPN-IEGB/MNHN, DNP/Ministère Environnement, CBN Porquerolles, Paris, 486 p.
- Paradis G., 1992. Observations sur *Lippia nodiflora* (L.) Michx (Verbenaceae) à Barcaggio (Corse) : le rôle du feu et du pâturage sur son extension. *Le Monde des plantes* 445 : 17-19.
- Queensland Land Protection, 2006. *Lippia, Phyla canescens*. Queensland Government Natural Resources and Water, 4 p.
- SMBVA (Syndicat mixte de la basse vallée de l'Aude), 2008. *Gestion des espaces naturels de la basse vallée de l'Aude, bilan d'activité 2005-2008*. 60 p.
- Tan D.K.Y., Daley A.T. & Wu H., 2007. Allelopathic potential of *Lippia* (*Phyla canescens*) on germinating seeds. *Allelopathy J.* 19: 257-266.
- Thompson J., 2005. *Plant evolution in the Mediterranean*. Oxford University Press, New York, 293 p.
- USDA, 2010. *Phyla canescens* (Kunth) Greene. *Germpasm resources information network online database*. <http://www.ars-grin.gov/cgi-bin/npgs/html/taxon.pl?429348>.
- Victorian Resources Online, 2009. Department of Primary Industries, Impact Assessment Record, *Lippia canescens*: <http://www.dpi.vic.gov.au/dpi/vro/vrosite.nsf/>

Phytosociology and phytogeography of fragmented *Alnus glutinosa* forests in a Tyrrhenian district (Central Italy)

Phytosociologie et phytogéographie des fragments de forêts riveraines de Alnus glutinosa dans un secteur Tyrrhénien (Italie centrale)

Maurizio CUTINI, Laura CANCELLIERI,
Maria Teresa CIOFFI, Claudio LICURSI

Department of Biologia Ambientale, University of Roma Tre,
Viale Guglielmo Marconi 446, 00146 Roma
cutini@uniroma3.it

Résumé

Les bois d'aulne sont les forêts riveraines les plus diffusées au long des principaux fleuves de l'Italie péninsulaire. Dans beaucoup de sites de l'Italie centrale et méridionale on peut observer, même au long des cours d'eau mineurs, d'intéressants fragments de forêts qui ne sont pas encore entièrement compromis par l'action humaine. Cette étude relève l'importance du secteur Tyrrhénien de l'Italie centrale, au niveau floristique aussi qu'à celui végétationnel, et met en relief le rôle phytogéographique des vallons en tant qu'habitats utiles à la conservation des entités rares.

Ce travail décrit les caractères physiognomiques, coenologiques et syntaxonomiques des fragments de forêts qui se trouvent au long de nombreux fleuves du Latium volcanique du nord (Tolfa). Ici, comme dans tout le territoire de la Maremma toscane et du Latium, on a plusieurs peuplements d'entités rares à l'échelle régionale et nationale (*Osmunda regalis*, *Blechnum spicant*, *Polystichum setiferum*, *Dryopteris filix-mas* et *Athyrium filix-foemina*) qui confirment l'existence de coenoses riveraines en état de bonne conservation. La présence de nombreuses entités intéressantes nous permet d'assigner les coenoses étudiées à l'association *Polysticho-Alnetum glutinosae* (alliance *Osmundo-Alnion*), un syntaxon riche en fougères hygrophiles qui montre la forte ressemblance avec les autres bois d'aulne avec fougères relevés en plusieurs sites de la Méditerranée occidentale.

Mots clés : *Alnus glutinosa*, forêts riveraines, phytogéographie, phytosociologie, Méditerranée centrale et occidentale.

Abstract

Alnus glutinosa stands are common in riparian forests along the main Italian peninsular watercourses. In many sites of central and southern Italy, it is possible to observe interesting forest fragments not yet completely compromised by human alterations. The study pointed out the importance of the central Tyrrhenian sector of the Italian peninsula, both in floristic and vegetational terms, and highlighted the phytogeographical role of the deep valley as a significant habitat for the concentration of rare species.

In the present paper, the structural, coenological and syntaxonomical features of the forest fragments occurring along the main and minor watercourses of northern volcanic Latium (Tolfa district) are described. Here, and similarly in the whole territory of the Tuscan and Latium Maremma, there are various populations of rare species on a regional and national level (*Osmunda regalis*, *Blechnum spicant*, *Polystichum setiferum*, *Dryopteris filix-mas* and *Athyrium filix-foemina*) that emphasize the gorge habitat with well-preserved riparian coenoses. The presence of many interesting species allowed us to assign the investigated communities to the *Polysticho-Alnetum glutinosae* (*Osmundo-Alnion*), a syntaxon rich in hygrophilous ferns that shows a strong resemblance with other alder woods with ferns described in various sites of the western Mediterranean area.

Keywords: *Alnus glutinosa*, riparian forests, Phytogeography, Phytosociology, central and western Mediterranean.

Introduction and objectives

Since the first contributions by Litardière (1928), Braun-Blanquet & Bolós (1958), and Moor (1958), there has been a strong interest in studying the riparian forest vegetation in Europe. In the following years, several phytosociological analyses in southern Europe would gain great importance thanks to the works of Dierschke (1975; 1980), Rivas-Martínez (1975), Gamisans (1979), Gamisans & Gruber (1979), and Izco *et al.* (1984).

Over the past few years, Italian authors also have contributed with a number of studies, even though such analyses initially concerned only restricted areas in northern Italy (Corbetta & Zanotti Censoni 1974; 1981; Montanari & Gentile 1979; Piccoli & Gerdol 1980; Sartori 1984; Baldoni & Biondi 1993; Biondi & Baldoni 1994; Biondi *et al.* 1997; 1999; Montanari 1998). These would soon be followed by many reviews regarding central (Pirone 1981; Pedrotti 1984; Petriccione & Pani 1990; Conti & Pirone 1992; Manzi 1992; Frondoni & Blasi 1996; Stanisci *et al.* 1998; Presti *et al.* 2004) and southern peninsular territories (Barbagallo *et al.* 1979a; Barbagallo *et al.* 1979b; Brullo & Spampinato 1991; 1997; Pedrotti & Gafta 1993; Biondi *et al.* 1994), as well as the Italian islands (Arrigoni 1986; Brullo & Spampinato 1991; Camarda *et al.* 1995; Arrigoni *et al.* 1996; Foggi *et al.* 2006; Filigheddu *et al.* 1999; Bacchetta & Mossa 2004; Angius & Bacchetta 2009). Finally, Pedrotti and Gafta's national review (1996) and the latest phytogeographical and phytosociological analysis of the Italian riparian forests within a wider European context (Landi & Angiolini 2008) are definitely worth mentioning.

As for the studies regarding the coastal district of Latium, some reference on *Alnus glutinosa* stands is made in Spada (1977; 1980), and Lucchese & Pignatti (1990a), in addition to the more recent phytosociological contributions previously mentioned (Petriccione & Pani 1990; Frondoni & Blasi 1996; Stanisci *et al.* 1998; Presti *et al.* 2004). In the Tyrrhenian sector, the massive land reclamation carried out during the first decades of the last century has almost completely wiped out the riparian forest element, which now persists only as relict communities in the most inaccessible or historically unexploited areas for socio-economical reasons. In this sense, the studies conducted by Béguinot (1936) on the

Pontine Marshes and by Corti (1955) on the Tuscan Maremma, as well as Anzalone's contribution on the coasts of Latium (1963), are considered of great value. Such analyses, in fact, in addition to providing extremely interesting floristic lists and phytogeographic information, also give us an idea of the original floristic and vegetational structure of the Tyrrhenian plains prior to land reclamation, when the area was still untouched by heavy human impact, which, during the following decades, would cause drastic reductions and/or floristic-structural alterations of the vegetation of these habitats.

Among the many hygrophilous and mesohygrophilous communities, riparian woods of *Alnus glutinosa* are the most common long-lasting vegetation along all the main watercourses of the Italian peninsula (Pedrotti & Gafta 1996). However, it is along the minor watercourses that the observation of interesting forest fragments, not yet completely compromised by human alterations, is still possible, taking as examples a few sites in the Tuscan and Latium Maremma. In this sense, the surveyed communities become particularly interesting, also on account of their inclusion among the European priority habitats 91E0 "Alluvial forest with *Alnus glutinosa* and *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)", according to EEC Directive 92/43 (European Commission, 2007).

On this basis, the main object of the present paper is to analyse the structural, coenological and syntaxonomical features of the hygrophilous forest fragments occurring along the main watercourses of the Tolfa district. A further aim is to compare, on a larger scale, the analysed alder woods with analogous vegetation described in central and southern Italy, in order to highlight the phytogeographical connections between the local *Alnus glutinosa* stands and similar communities described in the mid-western Mediterranean area.

Study area

The territory of the Tolfa hills lies within the Tyrrhenian strip of northern Latium, between the plains of the Tuscan Maremma to the north and the Agro Romano to the south (Fig. 1). The most common geological substrate within this territory are calcarenitic turbidites alternated with marly limestones and

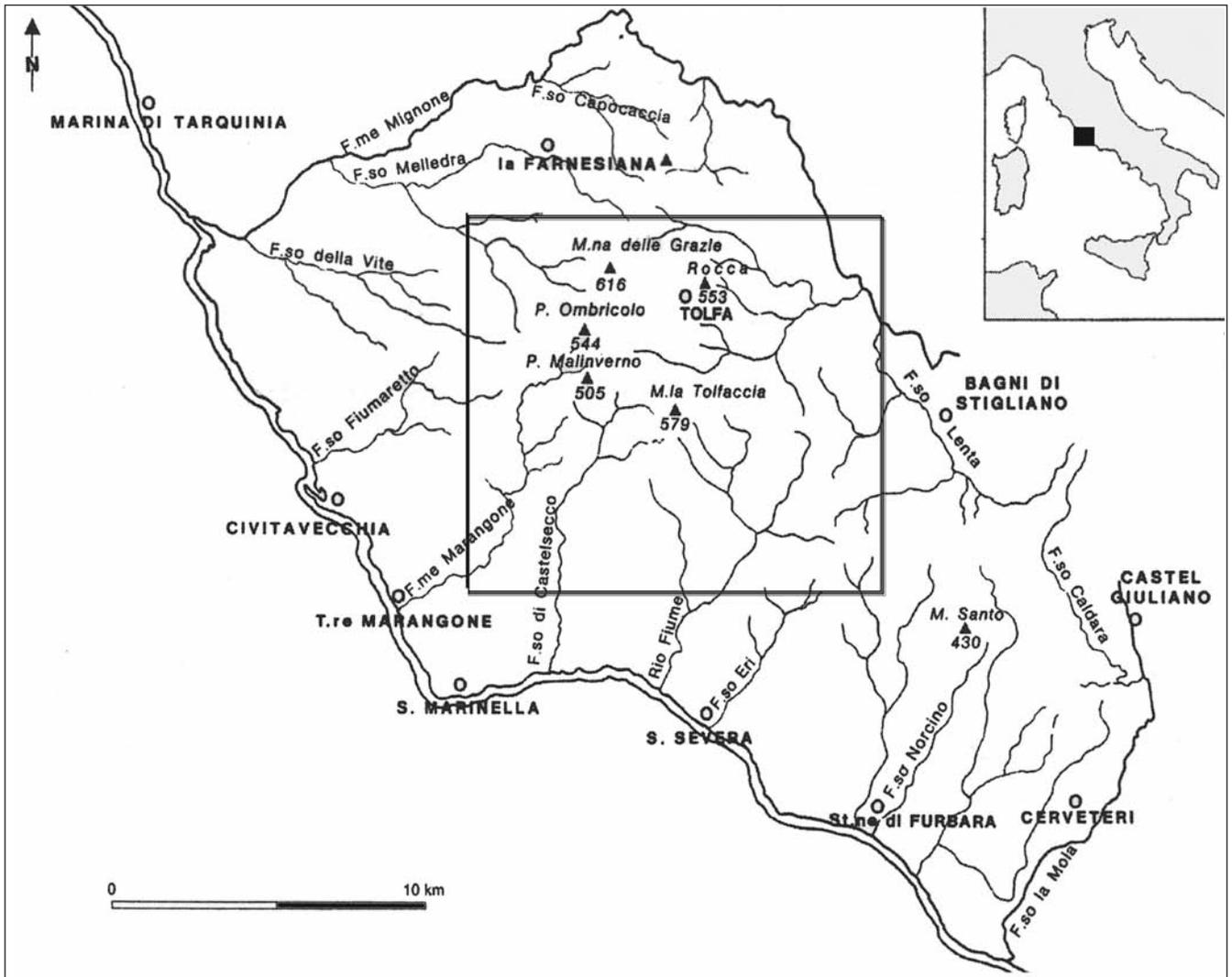


Figure 1 – Study area.

flysch facies marls, while the many volcanic outcrops refer to different magmatic events ascribable to the Vicano and Sabatino volcanism (Fazzini *et al.* 1972; AA. VV. 1988). A complex and elaborate drainage system, consisting of the basin of the Mignone River and a series of minor watercourses, flows through the territory, which is a composite mosaic of alternate volcanic and sedimentary rocks (Ventriglia 1988; De Rita *et al.* 1997). The riparian forest fragments investigated in the present study mainly occur on volcanic lithotypes, in relation to gorges and deep valleys which represent a typical feature of the landscape of the Tolfa area.

In climatic terms, the analysis of the thermo-pluviometric data from the stations of Civitavecchia and Allumiere has highlighted an intermediate trend between the Mediterranean and Temperate bioclimates, especially in the eastern part of the Tolfa district. The climate

is therefore characterised by a summer drought stress period (from mid-June to mid-August) mitigated by notable rainfall. The coastal areas, instead, show an extended summer drought stress period due to definitely less precipitation (Fig. 2). These geomorphological and bioclimatic features made it possible to recognise a transitional bioclimatic strip which is particularly evident in this district, as the interpenetration of the Temperate deciduous and Mediterranean evergreen biocoenoses clearly shows (Blasi 1994; Blasi & Michetti 2005).

From a historical point of view, the Tolfa hills have been a favourable area for human settlement since very ancient times, thanks to the rich presence of natural resources (pastures, woods and mineral deposits) and to their extremely strategic position close to the sea. Right from the start, the economy of the local populations was based essentially on sylvi-

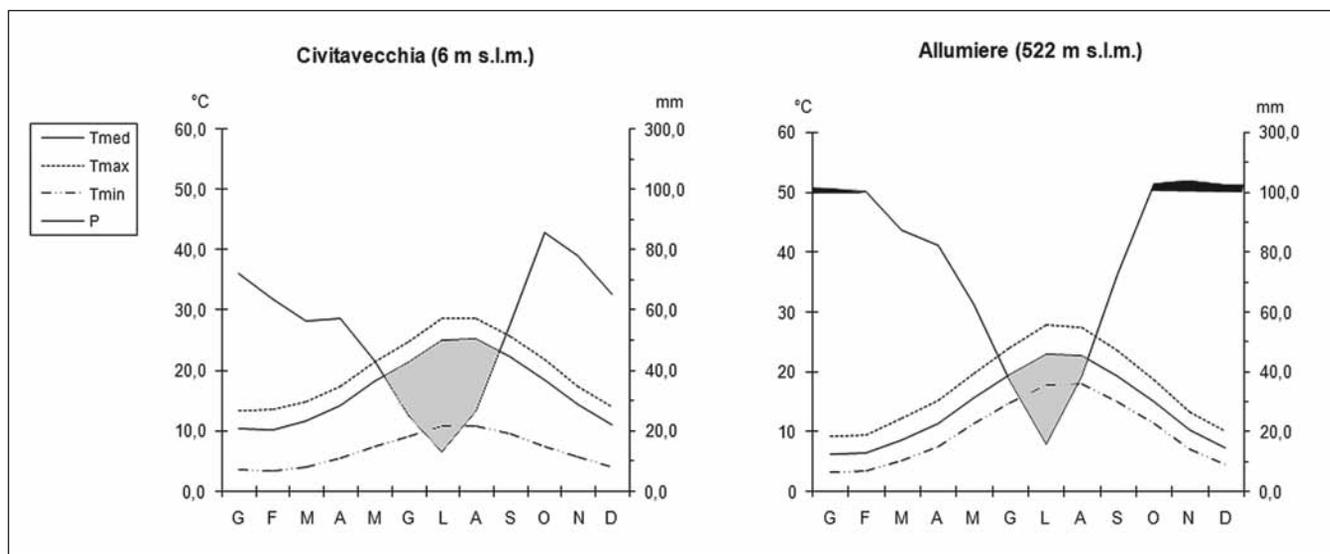


Figure 2 – Thermo-pluviometric diagrams of Civitavecchia and Allumiere.

pastoral activities and, to a lesser degree, mining, leaving a distinctive mark on the current mosaic of the landscape (Sansa 2000; 2003). However, it is very interesting to point out that, in spite of the fact that for millennia the land was used mainly for pastoral activities, with “recent” and more or less extended episodes of mineral and forest exploitation (Sansa 2000), this territory has maintained a very peculiar and representative vegetational structure, and is an extremely important district for its documentary significance (Spada 1977).

Data and methods

The present paper shows the results obtained from the analysis of 30 phytosociological relevés following the criteria of the Sigmatis School of Zürich-Montpellier (Braun-Blanquet 1931), supplemented with the latest symphytosociological and geosymphytosociological acquisitions (Géhu & Rivas-Martínez 1981; Theurillat 1992; Rivas-Martínez 2005). The relevés were carried out during the summers of 2003 and 2004 at altitudes ranging from 50 to 375 m a.s.l., within the riparian strips along the banks of the main watercourses of the Tolfa district where the most significant communities of *Alnus glutinosa* were found. Plants were classified using Flora d’Italia (Pignatti, 1982) and subsequently conformed to the nomenclature used by Conti *et al.* (2005). Life forms and chorotypes refer to the revisions proposed by Pignatti (2005).

The relevés were carried out in various sites within the central and western Tolfa district (Mignone River, Biedano Stream and their tributaries), thus extending the area of investigation with respect to previous relevés of nearby riparian communities (Fronzoni & Blasi 1996). Subsequently, the data were processed by multivariate analysis procedures by classification (chord distance) and ordination (DCA) (Hill & Gauch 1980; Podani 2001; McCune & Mefford 2006). The resulting grouping was verified in physiognomic-structural and synecological terms and the relative life form and chorological spectra were calculated. The latter were carried out incorporating the various elements into the higher ranks (Wide distribution, Boreal, Eurasian, Mediterranean *s.l.*, Atlantic, Eastern and Endemic, *sensu* Pignatti 1982; 2005), in order to not only avoid excessive fragmentation, but also to keep categories of a mixed nature at a minimum. Both normal and weighted biological and chorological spectra were calculated. The first spectra were based on the frequency data of biological and chorological types in the different resulting groups, whereas the latter also took into consideration the respective cover values.

To complete the analyses, a comparison through a synoptic table (frequency values) was carried out with analogous communities described in literature, with particular attention to the Tyrrhenian province, which allowed us to advance hypotheses of a syntaxonomical and phytogeographical nature.

Results and discussion

Community structure and chorology

The relevés refer to communities dominated by *Alnus glutinosa* occurring on limited spaces parallel to the watercourses of the Tolfa area. Along the minor torrential streams they are fragmented in units which are very often difficult to sample. Classification of the relevés showed a distinction into two main clusters, which are further subdivided on a floristic and geomorphological basis (Fig. 3). The first group (A) describes communities occurring on ignimbrites, and gentle slopes, which correspond to the most significant type of the Tolfa alder woods. The second group (B) defines similar communities that are floristically altered due to human activity. The communities of the third group (C) occur in analogous environmental conditions but show a higher presence of *Carpinus betulus* due to higher average slopes. Lastly, the fourth group (D) interprets hillside hornbeam communities occurring farther away from the valley floor, on flysch and clayey soils. The ordination confirms the results of the classification. Along the first axis, attention is drawn to the more frequent alder woods (A, cf. Tab. 1), separated from the hillside *Carpinus betulus* community (D) by a structurally and floristically intermediate form between the two groupings (B). A subgroup (subass. *carpine-tosum betuli*, cf. Tab. 1) tied to the typical alder wood, runs along the second axis (C) thus demonstrating a strong floristic correlation to the main association found in the study area (Fig. 4).

The more common *Alnus glutinosa* local woods (A) are multi-layer communities organised on two levels; the higher level shows the greatest cover percentage (20 m, 85%), and the lower level reaches an average cover of 35% and 7-8 m in height, while the shrub (up to 3 m) and herbaceous layers appear extremely variable (10-70%). These woods are found on all exposures, with a slight preference for northern quadrants, at altitudes that range between 200 and 400 m a.s.l. on rich soils. These stands always occur on gentle slopes (0-15°) with an extremely variable presence of rocky outcrop (0-40%). These habitats are found in small valleys (rarely in gorges) on lavas and ignimbrites, a feature that is very characteristic of the whole sub-coastal Tolfa district.

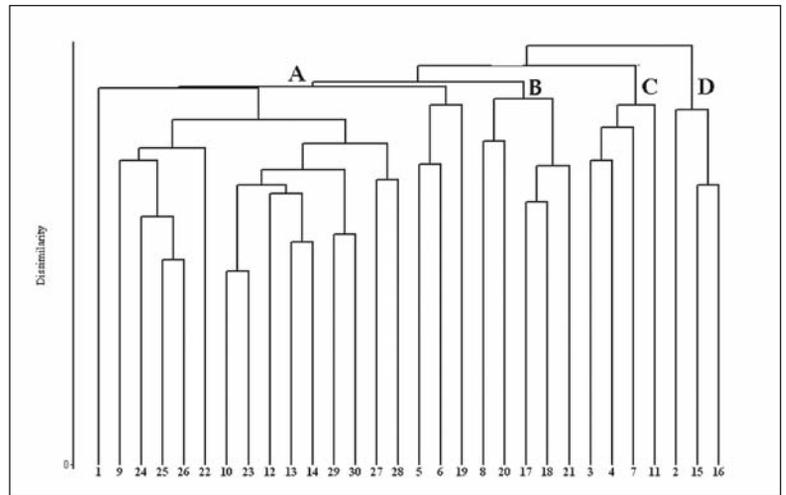


Figure 3 – Dendrogram of the relevés of the Tolfa alder woods.

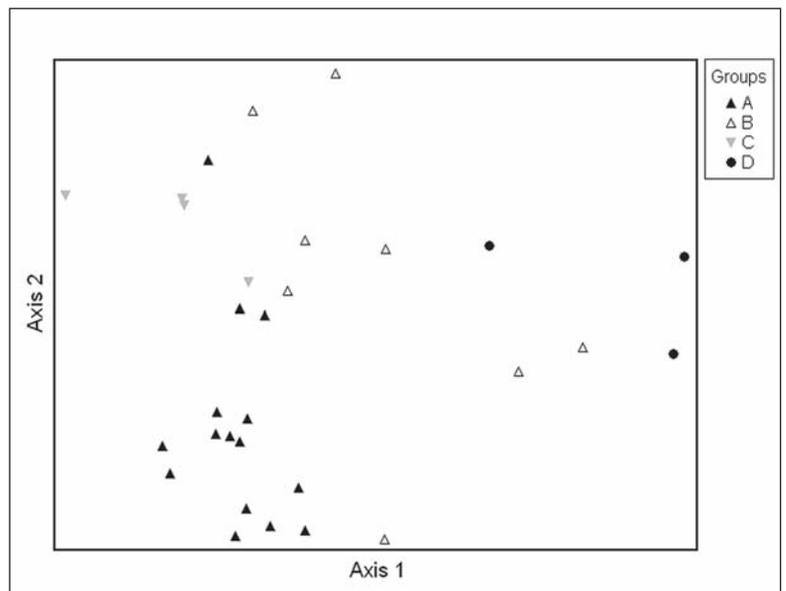


Figure 4 – Ordination (DCA) of the relevés of the Tolfa alder woods.

Far from the watercourse, alder woods yield ground to communities of *Alnus glutinosa* and *Carpinus betulus* (sometimes also with *Acer opalus* subsp. *obtusatum*) (group C), while, on steep slopes, the mixed mesophilous wood dominated by *Carpinus betulus* prevails, in some stands alternated with *Quercus cerris* and/or *Ostrya carpinifolia* formations (Blasi *et al.* 1995). In association with clayey-flysch lithology these woods result floristically impoverished, as they lack most of the typical riparian elements and tend rather to show species belonging to the neighbouring thermo-mesophilous *Quercus cerris* woods (group D). Such minor floristic characterisation is probably intensified by the repeated cutting of these Turkey oak and hornbeam forests and by the transit of livestock (cattle

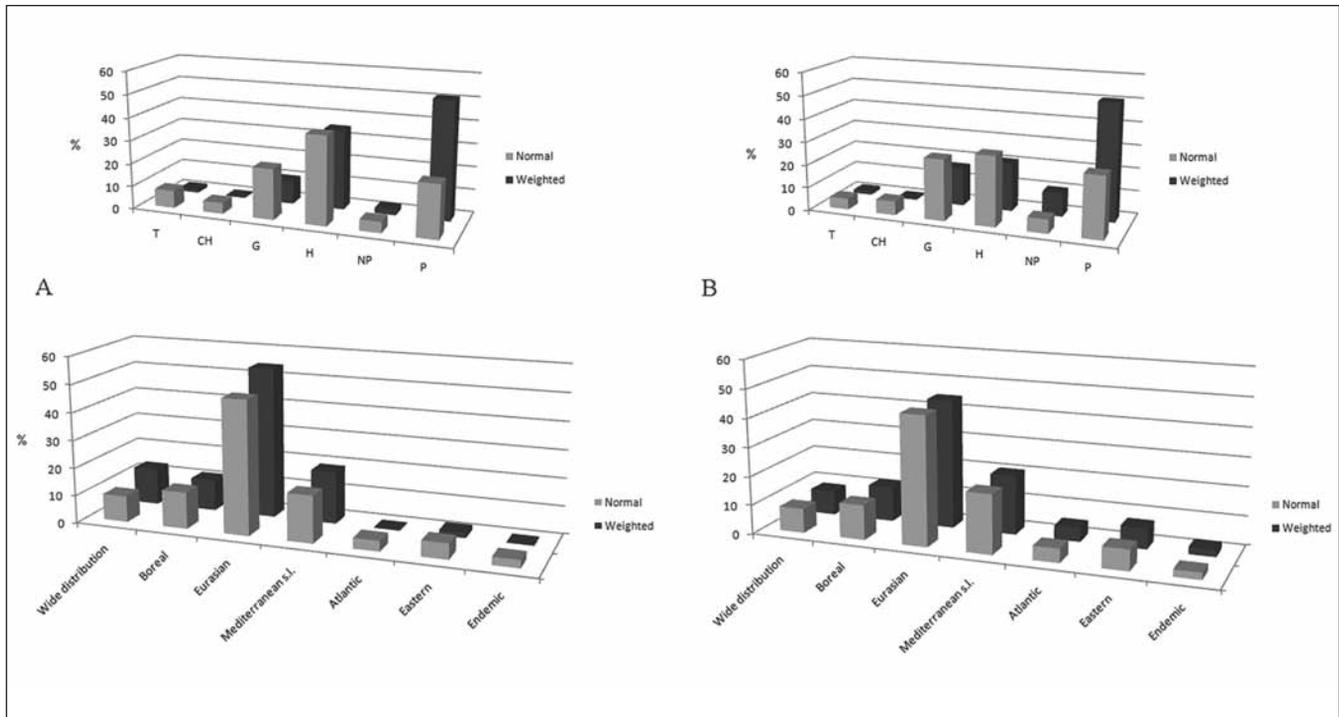


Figure 5 – Biological and chorological spectra of the analysed alder woods; A. *Polystico-Alnetum glutinosae*; B. *Polystico-Alnetum glutinosae carpinetosum betuli*.

and horses), which is particularly intense due to easier access to these stations.

In some stands (locality Le due Fossa) alder woods with high arboreal cover (between 90 and 95%) were found, characterised by uncoppiced individuals with diameters reaching 50 cm. In these cases the highest number of hygrophilous species were found, including some particularly rare Pteridophytes (*Osmunda regalis*, *Athyrium filix-foemina*, *Blechnum spicant*, *Dryopteris filix-mas* and *Polystichum setiferum*). Moreover, limited alteration of the vegetation is witnessed by the low presence of indifferent or accidental species, such as hygro-nitrophilous, synanthropic species. Other hygrophilous species, such as *Carex remota* and *C. pendula*, show high values of abundance, indicating an optimal mesoclimatic and hydrological condition, typical to the deeper valleys and the less altered gorges.

The weighted life form spectrum (Fig. 5) highlights the absolute dominance of phanerophytes (>50 %), followed by hemicyptophytes (34.8%) and geophytes (10%). Such proportions are also similar for the communities characterised by *Carpinus betulus*, where an increase in geophytes is reported (16.5%). In concomitance with

phanerophytes, woody vines are present in good percentage in both communities (about 30%), as already reported by some Authors for similar vegetations (Vanden Berghen 1971; Dierschke 1975; Beekman 1980).

The chorological spectrum (Fig. 5) highlights, for the stands of the *Alnus glutinosa* local woods (group A), the marked predominance of species with Eurasian (54.3%) distribution, followed by those with Mediterranean (18.9%) and Boreal (11.2%) distribution, confirming a common feature with other southern Tyrrhenian forest communities. The stands characterised by *Carpinus betulus* (group D) show similar features, although a decrease in Eurasian species is reported (47.7%), to the advantage of Mediterranean species (31.2%). This result enhances the connection between the riparian alder woods and the mixed hornbeam and Turkey oak woods of the slopes, characterised by Mediterranean and Eastern chorotypes (Blasi *et al.* 1995). These communities showed a good percentage of widespread species (4.6%) probably due to more frequent intense disturbance (cattle trampling) and the fragmented character of these coenoses, while western species were extremely scarce (1.6%), a pattern which is evident even in the transition aspects.

On the whole, such features give these woods a southern mark, as already observed by some Authors for analogous communities occurring in southern Latium (Stanisci *et al.* 1998), although the latter type has a stronger “atlantic” quality. Furthermore, it is interesting to note how many of the vegetation types described in the Tolfa area are well characterised by the interpenetration of the Temperate and Mediterranean biochores (Montelucci 1977; Spada 1977; Lucchese & Pignatti 1990a; 1990b; Blasi *et al.* 1995; Cutini *et al.* 1996; Fanelli & Menegoni 1997; Scoppola & Caporali 1998). Such feature is shared by many communities of this district, making the central Tyrrhenian territories very peculiar from a vegetational and phytogeographical point of view.

Syntaxonomy and ecology

The deciduous forests dominated by *Alnus glutinosa* along the watercourses of the Eurasian and Mediterranean regions refer to the orders *Populetales albae* and *Salicetales purpureae* (Tchou 1948; Oberdorfer 1953) which, according to a recent proposal by Spanish authors, can be interpreted as part of the class *Salici purpureae-Populetea nigrae* (Rivas-Martínez *et al.* 2001; 2002). These forests are composed of northern arboreal and shrub species that find appropriate edapho-climatic conditions even in the more southern European territories. The most important ones are *Populus alba*, *P. nigra*, *Fraxinus angustifolia* subsp. *oxycarpa*, *Alnus glutinosa*, *Ulmus minor*, *Viburnum opulus*, *Frangula alnus* subsp. *alnus*, *Malus sylvestris*, *Pyrus communis*, *Salix atrocinerea* and *Platanus orientalis*, the latter exclusively for the southern territories of the Mediterranean Region (Tchou 1948; Rivas-Martínez *et al.* 2002). The order *Populetales albae* collects forest formations of the main watercourses on generally more mature soils. According to some Authors (Molina Abril 1993; Rivas-Martínez *et al.* 2002), the order can be subdivided in the alliances *Alnion incanae* (= *Alno-Ulmion*), *Populion albae* and *Osmundo-Alnion*, which include the Eurosiberian and Mediterranean deciduous riparian woods characterised by soft wood deciduous trees of the genera *Salix*, *Populus* and *Alnus* pertaining to the thermo- and mesomediterranean belts.

The placing of the *Alnion incanae* within *Populetales albae* (Bolòs 1956; Rivas-Martínez *et*

al. 2001; 2002; Biondi & Baldoni 1993; Casini *et al.* 1995; Pedrotti & Gafta 1996) or, alternatively, within *Fagetalia sylvaticae* (Yon 1980; Gruber 1980; 1990; Dierschke 1980; Frondoni & Blasi 1996; Montanari 1998), has been a critical issue for the syntaxonomy of riparian forests. *Alnion incanae* collects Eurosiberian riparian woods related to rather cold continental or Atlantic climates, that, in the Mediterranean area, can be found only in limited habitats of the Upper supramediterranean or oromediterranean belts. According to some Authors, this alliance occupies an intermediate position between the *Fagetalia* of northern and central Europe, and the *Populetales* of central and Mediterranean Europe (Tchou 1948), while, according to others, it undoubtedly belongs to the *Populetales* (Brullo & Spampinato 1991; Francalancia & Marconi 1994; Casini *et al.* 1995). Characteristic species are *Sambucus nigra*, *Rubus caesius*, *Humulus lupulus*, *Salix purpurea*, *Solanum dulcamara*, *Elymus caninus*, *Alnus incana*, *Salix eleagnos*, *Ulmus minor*, *Salix atrocinerea* and *Impatiens parviflora* (Tchou 1948). At peninsular level some northern riparian woods occurring along the Ticino river (Pirola 1968; Tomaselli & Gentile 1971) and in the Ligurian Appennines (Montanari, 1998), and the riparian formations in the Sila and Aspromonte mountains in Calabria were also referred to this *syntaxon* (Brullo & Spampinato 1997).

On the other hand *Osmundo-Alnion*, whose description was based upon relevés carried out in Corsica and the Iberian Peninsula, shows an Ibero-Atlantic-Mediterranean distribution. It can be found in mountain and hill stations with a preference for sandy-siliceous substrates in meso- or supramediterranean humid climates (Dierschke 1975; 1980), and oligotrophic waters (Rivas-Martínez *et al.* 2002). This *syntaxon* describes riparian mountain Mediterranean acidophilic woods in contact with the evergreen formations of the class *Quercetea ilicis* (Dierschke 1975). This Author initially places this alliance, together with *Alno-Padion*, within the order *Fagetalia*, although he underlines that the characteristic species of the order are scarce. He then changes his interpretation placing *Osmundo-Alnion* within *Populetales albae*. *Osmundo-Alnion* is characterised by the presence of *Osmunda regalis*, *Athyrium filix-foemina*, *Pteridium aquilinum*, *Lonicera periclymenum*, *Ilex aquifolium* and *Hypericum androsaemum*. The underbrush is distin-

guished by the dominance of many hygrophilous and calcifugous Pteridophytes, such as *Dryopteris affinis*, *Blechnum spicant* and *Athyrium filix-foemina*, and by the abundance of vines such as *Clematis vitalba*, *C. flammula*, *Hedera helix* and *Vitis vinifera*. Riparian woods of *Alnus glutinosa* investigated in Corsica (Dierschke 1975; 1980), Sardinia (Camarda *et al.* 1995; Arrigoni *et al.* 1996; Angius & Bacchetta 2009), Calabria (Brullo *et al.* 2001), Basilicata and Campania (Pedrotti & Gafta 1995; 1996) and Latium (Stanisci *et al.* 1998) belong to this alliance. As for the latter region, generic reports were drawn up referring to the volcanic sectors of the Tolfa Mountains and Tor Caldara (Lucchese & Pignatti 1990a) and the Lake of Fondi (Pignatti 1998). Further data exist regarding central-southern Sardinia which show larger floristic and ecological similarities with *Osmundo-Alnion* (Pedrotti & Gafta 1996), despite their initial interpretation as part of the alliance *Populion* (Brullo 1993).

As for the alder woods in the Tolfa district, if we consider the frequency of species such as *Polystichum setiferum*, *Athyrium filix-foemina*, *Osmunda regalis* and, secondly, *Ilex aquifolium* and *Hypericum androsaemum*, and the typically Mediterranean climate of this sub-coastal area, the assignment of these communities to the *Osmundo-Alnion* seems

highly plausible. Such interpretation can be further supported by analysing the contacts along the topographical outline of the investigated sites. The contact with thermophilous deciduous oak woods (*Carpinion orientalis* and *Teucrio siculi-Quercion cerridis*) and mesophilous forest (*Doronico-Fagion*) is clearly visible, above which, on high topographic stands, evergreen sclerophyll communities (*Fraxino orni-Quercion ilicis*) can be found. This landscape is formed by a distinctive geosigmetum which is well represented in sub-coastal northern Latium (Fig. 6). It is interesting to remark that the proximity of the *Quercetea ilicis* formations to the *Osmundo-Alnion* hygrophilous forests is typical in the territories of Mediterranean Europe, as very clearly underlined by Dierschke (1975) and later confirmed by many Authors (Camarda *et al.* 1995; Stanisci *et al.* 1998; Brullo *et al.* 2001; Angius & Bacchetta 2009).

This interpretation appears to be discordant with the hypothesis proposed by Blasi & Fronzoni (1996), who define the *Circaeolutesianae-Alnetum glutinosae*¹ for relevés carried out on alder woods of the eastern Tolfa district (Canale Monterano and Barbarano Romano areas). According to these Authors the presence of *Osmunda regalis* is not sufficient for the identification of the *Osmundo-Alnion* alliance, while, in our opinion, such reference seems to be particularly appropriate if we consider the frequency and abundance of this species. The *Circaeolutesianae-Alnetum* is interpreted as part of the *Alno-Ulmion* because of the lack of the typical species of the *Osmundo-Alnion*, which, instead, were found with a certain frequency in the alder communities commented in the present study.

In the Tolfa area, in fact, and similarly in the whole territory of the Tuscan and Latium Maremma, various stands of *Osmunda regalis* are present (Landi & Angiolini 2008), emphasizing how widely spread the gorge habitat is in this district and how frequently one can find well-preserved riparian vegetation, as

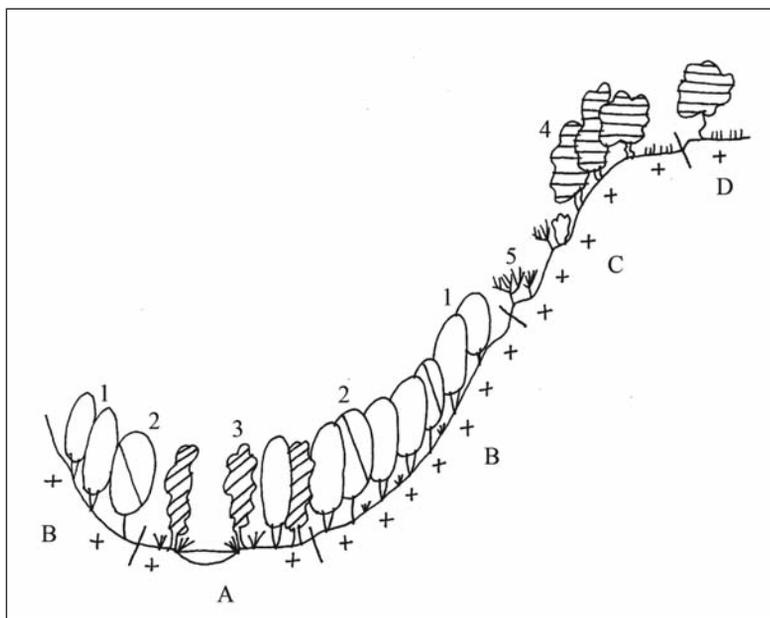


Figure 6 – Toposequence of woods vegetation along the profile of a valley: a. *Alnus glutinosa* community; b. *Carpinus betulus* and *Quercus cerris* community; c. *Quercus ilex* community; d. *Quercus pubescens* stands. 1. *Carpinus betulus*; 2. *Quercus cerris*, *Acer opalus* subsp. *obtusatum*; 3. *Alnus glutinosa*; 4. *Quercus ilex*, *Q. pubescens* 5. *Cytisus scoparius* subsp. *scoparius*. +. Volcanic ignimbrites.

1. Rivas-Martínez *et al.* (2001) mention a *Hyperico androsaemi-Alnetum glutinosae* (Br.-Bl. 1967) Rivas-Martínez in Loidi 1983 as synonymous (art. 31 of the International Code of Phytosociological Nomenclature, Weber *et al.* 2000) of the *Circaeolutesianae-Alnetum* (Br.-Bl. 1967) C. Navarro 1982 non Oberdorfer 1953; the association is assigned to the alliance *Alnion incanae* Pawlowski in Pawlowski, Sokolowski & Wallisch 1928, order *Populatalia albae* Br.-Bl. ex Tchou 1948, within the new class *Salici purpureae-Populetea nigrae* (Navarro 1982; Loidi 1983).

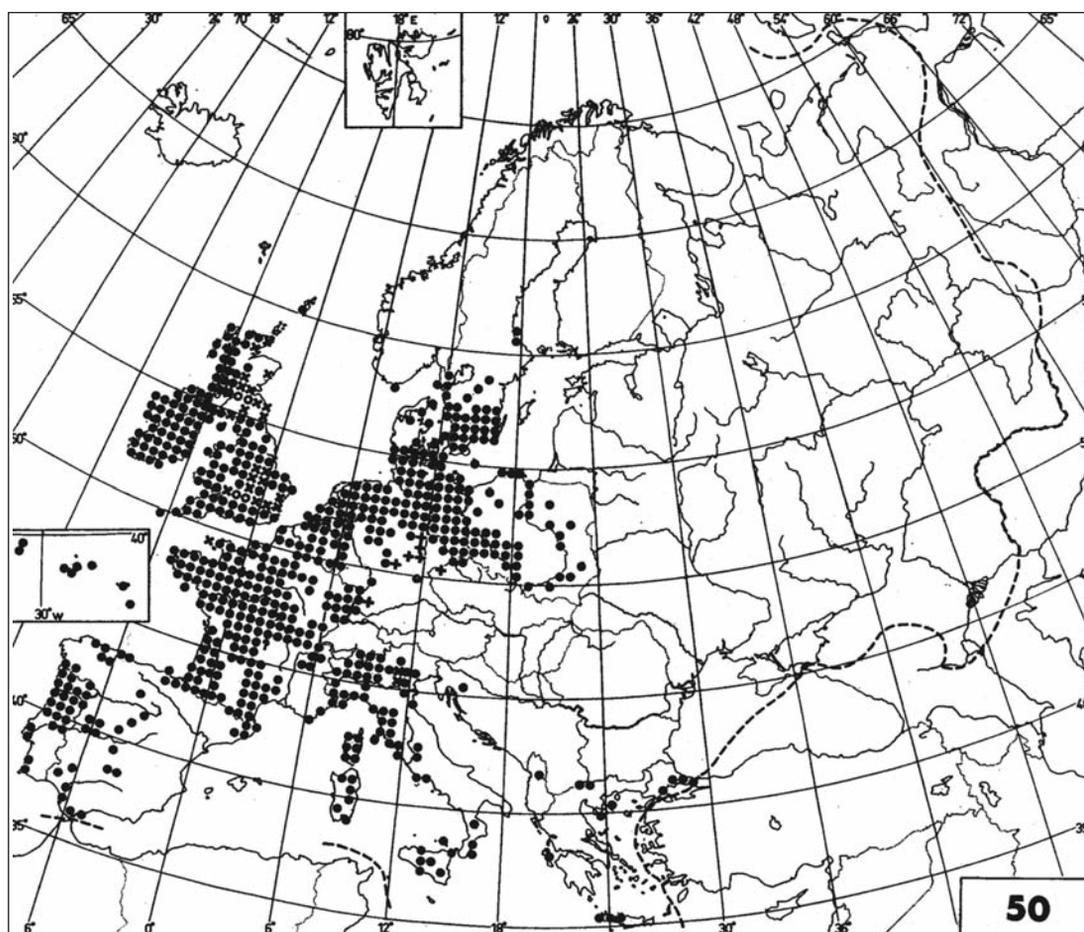


Figure 7 – Area of distribution of *Osmunda regalis* (from Jalas & Suominen 1972).

already mentioned by some Authors in the past (Lucchese & Pignatti 1990a; Fanelli & Menegoni 1997). The importance of these deep valley forests is further strengthened by the discovery of rare species (on a regional and national level) and of great phytogeographic interest within these communities (Conti *et al.* 1997; Conti *et al.* 2005; Scoppola & Blasi 2005). *Osmunda regalis* itself, whose area of distribution mainly spreads through the Eurosiberian region and extends to the Iberian- Atlantic province and the Italian Tyrrhenian sector (Soster 2001; Marchetti 2004), is considered to be rare in Latium (Anzalone 1994; 1996) (Fig. 7). Similarly, *Blechnum spicant*, of essentially paleotropical distribution, is reported as extremely rare in Latium (Anzalone 1994; Magrini *et al.* 2006) as the Italian peninsula represents its southernmost limit (Soster 2001; Marchetti 2004). The presence of these communities in a wide area of northern volcanic Latium and the exceptional frequency of some ferns allowed us to assign the investigated communities to the association *Polysticho-Alnetum glutinosae*, which is a rather rare *syntaxon*,

localised in only a few mountain gorges of central and southern Calabria (Brullo *et al.* 2001; Maiorca & Spampinato 2003). These forests are rich in hygrophilous ferns such as *Polystichum setiferum*, *Dryopteris affinis*, *Athyrium filix-foemina*, showing a strong resemblance with other alder woods with ferns described in various sites of the western Mediterranean area (Dierschke 1980).

Among the relevés a typical form (A, Table 1, p. 66) is recognisable, within which a transition facies of the association shows the interpenetration of species such as *Carpinus betulus* and *Corylus avellana*, belonging to the upper vegetational belt. This form is related to the increasing slope gradient of the river bank (up to 30°), which determines a clear contact between the alder woods and the mesophilous *Carpinus betulus* woods. Whenever these transitional communities were physiognomically well characterised, they were assigned to the new subassociation *carpinetosum betuli* (type relevé n. 26, Tab. 1), floristically connected with the valley forests of *Carpinus betulus* which are common throughout the area (Lucchese & Pignatti

1990a; Blasi *et al.* 1995). Within these meso-hygrophilous forests, which show only a limited diversity of (structural) woody species, interesting relics can nevertheless be found due to local microclimatic conditions. For example, the isolated individuals of *Fagus sylvatica* (rel. 13), *Ilex aquifolium* (rel. 6, 15, 25, 27), *Buxus sempervirens* (rel. 29, 30) and *Laurus nobilis* (rel. 18), are rather commonly found incorporated within local forms of alder woods (Spada 1977; Scoppola & Caporali 1998; Filibeck 2006).

Phytogeography

In order to carry out a comparison between the various alder woods identified in literature, a synoptic table was created with the percentage frequency data of the associations described and assigned to the *Osmundo-Alnion* and *Alno-Ulmion* alliances (Table 2, p. 68). Tables regarding communities with *Alnus glutinosa* described in various Tyrrhenian peninsular and insular territories were selected². The resulting table was reorganised taking into consideration the cover values of the discriminant species, in order to highlight the similarities among the various *syntaxa* and emphasize the floristic differences between the two alliances.

As for the higher syntaxonomical ranks, all the alder woods taken into account clearly belong to the order *Populetales*, although they contain a relevant percentage of transgressive elements of the *Fagetalia*, related to gorge habitat which allows the preservation of a considerable mesic floristic contingent. Instead, the Sardinian associations assigned to the *Osmundo-Alnion* show rather few species of this order, compensated by a considerable presence of *Quercetea ilicis* elements, typical of the Mediterranean evergreen belt.

The analysis of the various communities shows that the Sardinian associations (*Oenanthe crocatae-Alnetum glutinosae*, *Glechomo-*

Alnetum glutinosae, *Osmundo-Alnetum glutinosae* and, partially, *Alno-Salicetum arrigonii*) clearly belong to the *Osmundo-Alnion* alliance, while the associations of Latium (*Circaeo lutetianae-Alnetum glutinosae*), Marche and Tuscany (*Alno-Fraxinetum oxycarpae*) seem to refer to the *Alno-Ulmion*. The investigated coenoses of the Tolfa district, and the riparian woods observed in southern Latium (*Hyperico hircini-Alnetum glutinosae*), Calabria (*Polysticho-Alnetum glutinosae*) and Corsica (*Eupatorio corsici-Alnetum glutinosae*), instead, occupy a transitional position, emphasized by the coexistence of species belonging to both alliances. If we consider the cover values, a slight superiority regarding the species assigned to the *Osmundo-Alnion* alliance can be noticed for the alder woods of the study area. Also some of the Calabrian alder woods (*Euphorbio corallioidis-Alnetum glutinosae*) seem to hold an intermediate position, although the only species occurring with high frequency (*Pteridium aquilinum*) appears to show poor ecological specificity. Such species, in fact, often prefers sites subject to heavy human disturbance, such as fire and/or trampled and nitrified soils due to the transit and permanence of cattle, therefore resulting as a poorly representative diagnostic species at the alliance level. As for the *Hyperico hircini-Alnetum glutinosae*, the scarcity of characteristic species both at the association and alliance levels, highlights the difficulties which occur in the syntaxonomical ranking of riparian alder woods based solely on floristic data.

The comparison by means of a synoptic table demonstrated that there is still no clear ecological (and floristic) diagnosis capable of definitely discriminating the two examined alliances. Furthermore, it shows the remarkable fidelity of some species (*Osmunda regalis*, *Athyrium filix-foemina*, *Ilex aquifolium*, *Carex microcarpa* and *Hypericum hircinum*) for the *Osmundo-Alnion*; these should represent the characteristic floristic nucleus of the *syntaxon*, whose chorology is also well defined (Mediterranean and Atlantic). The communities taken into account, belonging to the *Osmundo-Alnion*, are in contact with the Mediterranean vegetation (assigned to *Quercetea ilicis*, as already thoroughly expressed by Dierschke 1975; 1980), represented in the Tyrrhenian district by the considerable frequency of *Tamus communis*, *Rubia peregrina*, *Smilax aspera*, *Phillyrea latifolia* and *Quercus ilex*.

2. The following *syntaxa* (*Alno-Salicetum arrigonii*, *Osmundo-Alnetum glutinosae*, *Oenanthe crocatae-Alnetum glutinosae* and *Carici microcarpae-Alnetum glutinosae*) were kept separate during the comparison. According to the recent interpretation of Angius & Bacchetta (2009), these associations should be considered as synonymous of the *Eupatorio corsici-Alnetum glutinosae* association. This association was described in Corsica by Litardiè (1928) as "alder woods with *Hypericum hircinum*", subsequently typified by Dierschke (1975) and afterwards confirmed also by Gamisans (1991).

Conclusions

Even though the *Alnus glutinosa* communities of the Tolfa district are relegated to deteriorated and fragmented habitats, this study demonstrated the remarkable importance of the central Tyrrhenian district, both in floristic and vegetational terms. Nevertheless, ambiguous elements have emerged in the syntaxonomical interpretation, due both to the difficulty to interpret such limited fragmented forests, and to the transitional characteristics of the Tolfa area emphasized by the presence of mixed sclerophyll and deciduous vegetation (Montelucci 1977; Blasi *et al.* 1995). This interpenetration can also be found in deep valley forest communities, and is further complicated by the typical thermal inversion occurring along the topographic outline of the gorges. The inversion causes the mesophilous vegetation to develop on the lower parts of the depressions, in strongly conservative sites represented by deep and narrow incisions. This biotope strictly depends on lithological conditions; the ignimbrites, in fact, through reiterated events of linear erosion, lead to the formation of deep incisions with wide and level valley floors flanked by vertical walls. These habitats show peculiar microclimatic features related to high humidity, shading, protection from winds (both cold and warm), and highly frequent events of mist condensation (Ellenberg 1988). All these elements allowed the conservation of mesophilous species (*Fagus sylvatica*, *Ulmus glabra*, *Ilex aquifolium* and *Buxus sempervirens*) at lower altitudes, whereas they are normally found at much higher altitudes in the Italian Peninsula (Pignatti 1982). For the same reasons, the deep valley forests of the central Tyrrhenian areas can harbour populations of rare species such as *Osmunda regalis*, *Blechnum spicant* and *Laurus nobilis* (Spada 1977; Filibeck 2006).

Analysing the ecological characteristics of the different stands which harbour the meso-hygrophilous alder woods that the various Authors have assigned to the *Osmundo-Alnion* and *Alno-Ulmion* alliances, a partial overlapping of certain parameters emerged. This shows that there are still no clear elements of distinction between the two *syntaxa*. The analysis of the floristic component, the climatic and lithological characteristics and the chorological peculiarities of the alder woods of the Tolfa district, showed typical

features ascribable to the *Osmundo-Alnion*. The simultaneous presence of some *Alno-Ulmion* characteristic species, and that of many transgressive elements of the *Fagetalia sylvaticae*, highlighted (and confirmed) the occurrence of transitional floristic and vegetational features in the investigated area, as previously mentioned. Furthermore, the analysed formations show contact with the (thermophilous) deciduous oak woods and the (mesophilous) mixed oak-hornbeam woods (Blasi *et al.* 1995), whereas the evergreen sclerophylls are found at high topographical stands, coherently with the macroclimatic features of the sub-coastal Tyrrhenian sectors. Such contact is also revealed by a large percentage of Mediterranean species within the deep valley alder woods, an element which should be related also to the millenary alteration (and thinning out) of the forest structure in the Tolfa area.

In syntaxonomical terms, the two alliances should be carefully reviewed due to the partial overlapping of the two relative floristic stocks. This appears evident also by the presence of *Pteridium aquilinum*, *Carex remota* and *Circaea lutetiana* in almost all the plant communities used for the comparison (cf. Table 2, p. 68), emphasizing a common floristic base and very similar ecological features. Or at least, as far as the peninsular Tyrrhenian sector is concerned, there seems to be no clear difference in habitats or floristic composition between the two alliances.

In conclusion, the present study pointed out that, in spite of the widespread environmental deterioration in the Tyrrhenian sub-coastal Apennine sectors, valuable fragments of meso-hygrophilous forests still exist, relegated to gorges and deep valleys. The millenary land use in the Tolfa area has not prevented the conservation of highly humid habitats where a remarkable set of Pteridophytes coexist, some of which are particularly rare in the regional territory. Particular care should be given to the conservation of these delicate biotopes, especially through the limitation of water tapping for agriculture and the strict regulation of forest exploitation in a surrounding area, wide enough to ensure the preservation of the peculiar microclimatic and environmental characteristics of this habitat.

Table 1 – Phytosociological table of the alder woods of the Tolfa area.

		375	360	375	375	375	360	360	320	320
Height a s.l.		375	360	375	375	375	360	360	320	320
Slope (°)		5	10	-	-	5	10	10	10	15
Aspect		NW	N	-	-	NE	SE	SW	N	NE
Clasts (%)		-	5	10	-	-	5	10	20	5
Rocky outcrops (%)		-	5	-	5	-	10	5	10	20
Total cover (%)		95	95	90	95	95	95	95	90	95
Sample area (sqm)		70	40	30	30	35	20	25	25	35
Number of species		24	24	31	32	27	30	27	25	29
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Chorotype		A								
Polysticho-Alnetum glutinosae Brullo, Scelsi & Spampinato 2001										
Subcosmopol.	Athyrium filix-foemina (L.) Roth	3	2	3	3	4	1	1	2	3
Circumbor.	Polystichum setiferum (Forssk.) Woyn.	-	-	1	+	+	+	1	-	+
Eurimedit.	Ilex aquifolium L.	+	-	-	-	+	1	+	-	+
carpinetosum betuli subass. nova										
Europ.-Cauc.	Carpinus betulus L.	+	+	2	1	+	-	-	-	-
Osmundo-Alnion (Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956) Dierschke & Rivas-Martínez in Rivas-Martínez 1975										
Subcosmopol.	Osmunda regalis L.	3	3	1	+	2	3	2	2	3
Cosmopol.	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn subsp. aquilinum	+	+	1	+	-	1	-	-	-
S-Europ.-Sudsib.	Fraxinus ornus L. subsp. ornus	1	2	-	1	+	+	+	-	-
W-Eurimedit.	Hypericum androsaemum L.	+	+	+	+	-	+	+	+	-
Circumbor.	Blechnum spicant (L.) Roth	1	+	-	-	1	-	+	-	1
Populetalia albae Br.-Bl. 1931 ex Tchou 1948										
Paleotemp.	Alnus glutinosa (L.) Gaertn.	5	4	5	5	5	4	4	4	5
Europ.-Cauc.	Carex remota L.	3	2	3	3	3	3	2	1	+
Circumbor.	Circaea lutetiana L. subsp. lutetiana	-	+	3	+	-	-	-	+	1
Eurasiat.	Carex pendula Huds.	-	-	-	-	-	1	1	1	1
Stenomedit.	Arum italicum Mill. subsp. italicum	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Eurimedit.	Ruscus aculeatus L.	-	-	-	-	-	+	+	-	-
SE-Europ.	Symphytum bulbosum K.F. Schimp.	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Circumbor.	Prunella vulgaris L. subsp. vulgaris	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Paleotemp.	Lycopus europaeus L. subsp. europaeus	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Transgressive species of Fagetalia sylvaticae Pawlowski in Pawlowski, Sokolowski & Wallisch 1928										
Europ.-Cauc.	Ranunculus lanuginosus L.	+	+	2	1	+	2	2	2	2
Europ.-Cauc.	Lactuca muralis (L.) Gaertn.	+	+	+	2	+	+	1	+	-
Paleotemp.	Sanicula europaea L.	-	-	+	1	1	1	2	-	-
W-Stenomedit.	Allium pendulinum Ten.	-	-	+	+	+	-	-	-	-
Subcosmopol.	Geranium robertianum L.	-	-	-	+	-	-	-	1	-
Subcosmopol.	Dryopteris filix-mas (L.) Schott	-	-	2	+	-	-	-	-	+
Europ.-Westasiat.	Carex sylvatica Huds. subsp. sylvatica	-	-	-	2	+	1	-	-	-
Quercus-Fagetea Br.-Bl. & Vlieg. 1937 in Vlieg. 1937										
Eurimedit.	Hedera helix L.	3	3	3	2	3	3	3	1	3
Eurosib.	Viola reichenbachiana Boreau	-	-	1	2	2	2	2	2	-
Paleotemp.	Melica uniflora Retz.	1	2	2	1	2	2	2	1	2
Eurimedit.	Tamus communis L.	+	1	1	1	1	1	-	+	1
S-Europ.-Sudsib.	Lonicera caprifolium L.	2	+	2	2	2	1	-	-	2
Paleotemp.	Brachypodium sylvaticum (Huds.) Beauv.	-	-	-	-	-	1	+	1	1
SE-Europ.	Symphytum tuberosum L. subsp. angustifolium (A. Kern.) Nyman	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Europ.-Cauc.	Corylus avellana L.	-	-	-	-	-	-	1	+	1
Europ.-Cauc.	Acer campestre L.	-	-	-	+	1	+	+	-	-
Paleotemp.	Crataegus monogyna Jacq.	+	+	-	+	-	+	-	-	-
Centro-Europ.	Cardamine bulbifera (L.) Crantz	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Europ.-Cauc.	Clematis vitalba L.	-	1	1	1	-	-	-	1	+
Europ.-Cauc.	Euphorbia amygdaloides L.	-	-	-	+	-	-	-	+	+
S-Europ.-Sudsib.	Lathyrus venetus (Mill.) Wohlf	-	-	1	-	-	+	+	-	-
Eurosib.	Populus tremula L.	-	-	-	1	1	-	-	-	-
Europ.-Cauc.	Sambucus nigra L.	-	-	-	-	-	-	-	-	1
NE-Medit.-Mont.	Scutellaria columnae All.	+	+	-	-	-	-	1	-	+
SE-Europ.	Anemone apennina L. subsp. apennina	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SE-Europ.	Acer opalus Mill. subsp. obtusatum (Willd.) Gams	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N-Eurimedit.	Quercus cerris L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Other species										
Eurimedit.	Rubus ulmifolius Schott	1	2	2	1	1	1	+	+	2
Eurasiat.	Ranunculus ficaria L.	-	-	+	-	+	+	-	-	-
Europ.-Cauc.	Dactylorhiza maculata (L.) Soó	+	-	-	+	-	+	-	+	+
Stenomedit.	Rubia peregrina L.	+	-	1	+	-	-	1	-	-
Paleotemp.	Eupatorium cannabinum L.	-	-	-	-	-	-	-	2	1
Eurasiat.	Chaerophyllum temulum L.	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Circumbor.	Equisetum arvense L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paleotemp.	Anthriscus sylvestris (L.) Hoffm. subsp. sylvestris	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NW-Stenomedit.	Cyclamen repandum Sm. subsp. repandum	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Eurimedit.	Buxus sempervirens L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-

A. association
 B. impoverished facies of the association
 C. subassociation with *Carpinus betulus*
 D. impoverished facies without characteristic species

320	320	320	320	325	300	320	325	180	250	180	350	315	330	300	320	320	375	200	175	175
5	10	15	15	10	10	5	20	15	5	20	10	10	10	30	35	25	15	20	15	15
NW	NE	SE	SE	N	W	SE	SE	NE	NW	E	S	SE	SE	E	E	NW	SE	NW	E	W
-	5	-	5	-	1	5	-	20	-	-	5	10	20	2	5	-	10	10	-	-
-	-	5	20	20	40	10	5	20	-	-	20	35	5	30	10	30	-	40	-	20
100	85	95	95	95	90	90	90	80	85	90	90	80	95	85	90	95	95	90	90	95
80	25	30	60	40	30	15	20	35	60	25	35	35	45	25	50	50	60	40	30	40
38	29	26	25	23	28	15	28	24	22	21	35	21	33	27	26	43	27	31	34	35
10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26*	27	28	29	30
						B							C				D			
2	2	3	3	1	1	-	-	-	1	-	-	-	+	+	-	3	-	-	-	-
1	+	1	+	+	2	-	1	+	+	+	-	-	-	+	1	3	3	-	-	-
-	-	-	-	+	1	-	-	-	-	+	-	-	-	-	1	+	2	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	+	-	+	-	2	2	2	2	3	3	3
+	+	-	-	-	2	1	1	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	+	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	+	+	1	1	1	1	-	-	-
-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-
-	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	3	4	5	4	3	4	4	3	3	3	3	3	4	3	4	3	3	3	4	4
3	2	2	1	+	-	2	1	+	-	+	+	-	+	2	1	+	2	-	+	-
3	3	3	2	+	-	+	-	+	-	+	1	-	2	+	-	-	3	-	-	+
-	3	2	+	+	+	+	+	-	+	1	1	+	1	+	+	+	+	+	+	+
+	-	+	-	+	-	-	-	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	-	+	-
+	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+	-	-	+	+	1	-	+	+	+	+
-	-	-	-	-	+	-	2	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	2	3	2	1	1	1	2	+	+	+	2	1	1	1	-	1	-	2	3	2
1	1	1	+	1	+	-	-	+	-	-	+	+	2	-	-	1	+	-	-	-
-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1	-	-	-	-	-	-
+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	1	2	1	+	-	-	-
1	2	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2
+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
2	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	2	2	3	3	3	2	3	3
3	2	2	1	1	+	+	+	1	-	-	1	+	1	-	+	1	2	1	+	+
2	2	2	1	2	+	-	1	-	1	1	2	2	3	1	2	2	2	2	+	-
-	1	1	+	1	1	-	+	1	-	1	+	1	1	2	1	+	1	2	1	1
+	+	-	-	-	2	-	+	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	+	-	+
+	+	-	-	-	1	-	-	+	-	-	+	+	1	-	-	-	-	2	-	-
3	2	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	+	+	2	-	-	-	-
-	1	1	1	-	-	1	2	3	2	+	+	+	-	-	-	1	-	-	-	+
+	-	-	-	-	-	-	1	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	1	+	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+	-	+	-
+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	+	-	-	1	-	-	+	+
2	-	-	-	-	1	-	-	+	1	-	-	-	-	-	-	+	2	+	1	1
-	1	-	-	-	1	+	+	+	-	-	-	-	+	-	-	+	+	-	-	+
+	-	-	-	+	-	-	+	1	-	-	+	-	-	+	-	+	+	2	+	+
-	-	2	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	+	2	1	+	-	-	-	2	+	1	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	+	-	-
														2	2	1	-	-	-	-
														-	+	2	-	-	-	-
+	+	-	-	-	1	-	-	+	+	1	2	2	2	-	-	1	2	2	+	3
+	+	+	+	+	+	1	1	-	-	-	-	-	-	+	-	1	+	+	-	+
+	-	+	-	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	+	+	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1	1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
-	-	2	+	-	-	-	-	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	+	-	-
-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	2	1	1	-	+	-	-	+	+	+
-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	+	2	1	+	2	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2

Table 2 – Synoptic table of comparison among Tyrrhenian alder woods.

		Alnion incanae			
Calabria	<i>Euphorbia coralloides-Alnetum glutinosae</i> (Brullo & Spampinato, 1997)			16	16
Tuscany	<i>Alno-Fraxinetum oxycarpae</i> (Casini et al., 1995)			5	15
Marche	<i>Alno-Fraxinetum oxycarpae</i> (Francalancia & Marconi, 1994)			17	14
Latium	<i>Circeo lutetianae-Alnetum glutinosae</i> (Frondoni & Blasi, 1996)			24	13
		Osmundo-Alnion			
Latium	<i>Hyperico hircini-Alnetum glutinosae</i> (Stanisci et al., 1998)			5	12
Sardinia	<i>Carici microcarpae-Salicetum atrocineraeae</i> (Angius & Bacchetta, 2009)			31	11
Sardinia	<i>Ilici aquifolii-Salicetum arrigonii</i> (Angius & Bacchetta, 2009)			5	10
Sardinia	<i>Glechomo sardoe-Alnetum glutinosae</i> (Arrigoni, 1986)			5	9
Sardinia	<i>Eupatorio corsici-Alnetum glutinosae</i> (Angius & Bacchetta, 2009)			33	8
Sardinia	<i>Alno-Salicetum arrigonii</i> (Arrigoni, 1993)			11	7*
Sardinia	<i>Oenanthe crocatae-Alnetum glutinosae</i> (Arrigoni & Di Tommaso, 1996)			11	6*
Tuscany	<i>Carici microcarpae-Alnetum glutinosae</i> (Foggi et al., 2006)			4	5*
Sardinia	<i>Osmundo-Alnetum glutinosae</i> (Camarda et al., 1995)			7	4*
Corsica	<i>Eupatorio corsici-Alnetum glutinosae</i> (Dierschke, 1975)			11	3
Calabria	<i>Polysticho-Alnetum glutinosae</i> (Brullo et al., 2001)			3	2
Latium	<i>Polysticho-Alnetum glutinosae</i> (Table 1)			30	1
		Number of samples			
		Column			
Species of Osmundo-Alnion alliance					
	<i>Osmunda regalis</i> L.	IV ⁺ 3			
	<i>Athyrium filix-foemina</i> (L.) Roth	IV ⁺ 4	3 ⁺ 2		
	<i>Ilex aquifolium</i> L.	III ⁺ 2	3 ⁺		
	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn subsp. <i>aquilinum</i>	II ⁺ 1			
	<i>Carex microcarpa</i> Moris			IV ⁺ 2	
	<i>Hypericum hircinum</i> L.			V ⁺ 2	
	<i>Hypericum androsaemum</i> L.	III ⁺			
Species of Alnion incanae alliance					
	<i>Urtica dioica</i> L. subsp. <i>dioica</i>	I ⁺ 1	2 ⁺		
	<i>Stachys sylvatica</i> L.	I ⁺	3 ⁺ 2		
	<i>Corylus avellana</i> L.	III ⁺ 3			
	<i>Aegopodium podagraria</i> L.			II ⁺ 3	
	<i>Circaea lutetiana</i> L. subsp. <i>lutetiana</i>	IV ⁺ 3	1 ⁺		
	<i>Carex remota</i> L.	V ⁺ 3	3 ⁺	IV ⁺ 3	
	<i>Festuca gigantea</i> (L.) Vill.			I ⁺	
	<i>Elymus caninus</i> (L.) L.				
	<i>Angelica sylvestris</i> L.				
	<i>Glechoma hederacea</i> L.	I ⁺			
	<i>Impatiens noli-tangere</i> L.				
	<i>Thalictrum aquilegifolium</i> L. subsp. <i>aquilegifolium</i>				
Species of Populetalia albae order					
	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	V	3		
	<i>Arum italicum</i> Mill. subsp. <i>italicum</i>	III	2		
	<i>Carex pendula</i> Huds.	IV	2		
	<i>Sambucus nigra</i> L.	III	3		
	<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.	II			
	<i>Ranunculus ficaria</i> L.	IV			
	<i>Populus nigra</i> L.				
	<i>Alliaria petiolata</i> (M. Bieb.) Cavara & Grande	I			
	<i>Solanum dulcamara</i> L.	I			
	<i>Rumex sanguineus</i> L.	I			
	<i>Symphytum tuberosum</i> L. subsp. <i>angustifolium</i> (A. Kern.) Nyman	I			

Col. 1 – *Polysticho-Alnetum glutinosae*, Latium (Table 1, 30 rel.).
 Col. 2 – *Polysticho-Alnetum glutinosae*, Calabria (Brullo et al., 2001, 3 rel.).
 Col. 3 – *Eupatorio corsici-Alnetum glutinosae*, Corsica (Dierschke 1975, 11 rel.).
 Col. 4 – *Osmundo-Alnetum glutinosae*, Sardinia (Camarda et al., 1995, 7 rel.).
 Col. 5 – *Carici microcarpae-Alnetum glutinosae*, Tuscany (Foggi et al., 2006, 4 rel.).
 Col. 6 – *Oenanthe crocatae-Alnetum glutinosae*, Sardinia (Arrigoni & Di Tommaso, 1996, 11 rel.).
 Col. 7 – *Alno-Salicetum arrigonii*, Sardinia (Arrigoni, 1993, 11 rel.).
 Col. 8 – *Eupatorio corsici-Alnetum glutinosae*, Sardinia (Angius & Bacchetta, 2009, 33 rel.).
 Col. 9 – *Glechomo sardoe-Alnetum glutinosae*, Sardinia (Arrigoni, 1986, 5 rel.).
 Col. 10 – *Ilici aquifolii-Salicetum arrigonii*, Sardinia (Angius & Bacchetta, 2009, 5 rel.).
 Col. 11 – *Carici microcarpae-Salicetum atrocineraeae*, Sardinia (Angius & Bacchetta, 2009, 31 rel.).
 Col. 12 – *Hyperico hircini-Alnetum glutinosae*, Latium (Stanisci et al., 1998, 5 rel.).
 Col. 13 – *Circeo lutetianae-Alnetum glutinosae*, Latium (Blasi & Frondoni, 1996, 24 rel.).
 Col. 14 – *Alno-Fraxinetum oxycarpae*, Marche (Francalancia & Marconi, 1994, 17 rel.).
 Col. 15 – *Alno-Fraxinetum oxycarpae*, Tuscany (Casini et al., 1995, 5 rel.).
 Col. 16 – *Euphorbia coralloides-Alnetum glutinosae*, Calabria (Brullo & Spampinato, 1997, 16 rel.).
 Columns 4, 5, 6 and 7, corresponding to the association *Eupatorio corsici-Alnetum glutinosae* (column 8) (Angius & Bacchetta, 2009).

Syntaxonomy

Salici purpureae-Populetea nigrae Rivas-Martínez & Cantó ex Rivas- Martínez, Bascónes, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 2001

Populetea albae Br.-Bl. 1931 ex Tchou 1948

Osmundo-Alnion (Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956) Dierschke & Rivas-Martínez in Rivas-Martínez 1975

Polysticho-Alnetum glutinosae Brullo, Scelsi, Spampinato 2001

carpinetosum betuli subass. nova

References

AA. VV., 1988. Carta delle Litofacies del Lazio-Abruzzo ed aree limitrofe con note illustrative. C.N.R., Progetto Finalizzato «Geodinamica» 5, Roma.

Angius R. & Bacchetta G., 2009. Boschi e boscaglie ripariali del Sulcis-Iglesiente (Sardegna sud-occidentale, Italia). *Braun-Blanquetia* 45 : 1-63.

Anzalone B., 1963. Vegetazione costiera laziale e protezione della natura. *Ann. Bot. (Roma)* 27 (3) : 469-482.

Anzalone B., 1994. Prodrómo della Flora Romana. Parte prima. *Pteridophyta, Gymnospermae, Angiospermae Dicotyledones*. *Ann. Bot. (Roma)* 52 (11) : 1-81.

Anzalone B., 1996. Prodrómo della Flora Romana. Parte seconda. *Angiospermae Monocotyledones*. *Ann. Bot. (Roma)* 54 : 7-47.

Arrigoni P.V., 1986. Contributo alla conoscenza della vegetazione del Monte Gennargentu in Sardegna. *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.* 25 : 63-96.

Arrigoni P.V., Di Tommaso P.L., Camarda I., Satta V., 1996. La vegetazione dell'Azienda Forestale «Sa Pruna» (Dorgali, Sardegna centro orientale). *Parlatorea* 1 : 47-59.

Bacchetta G. & Mossa L., 2004. Studio fitosociologico delle cenosi a *Carex microcarpa* Bertol. ex Moris della Sardegna meridionale. *Fitosociologia* 41 (1, suppl. 1) : 171-178.

Baldoni M. & Biondi E., 1993. La vegetazione del medio e basso corso del fiume Esino (Marche-Italia centrale). *Studia Botanica* 11 : 209-257.

Barbagallo C., Brullo S., Fagotto F., 1979a. Vegetazione a *Platanus orientalis* L. e altri aspetti igrofilici dei fiumi Iblei (Sicilia meridionale). *Pubbl. Ist. Bot. Univ. Catania* : 1-28.

Barbagallo C., Brullo S., Furnari F., 1979b. Osservazioni fitosociologiche sulla vegetazione del Fiume Ciane (Sicilia orientale). *Pubbl. Ist. Bot. Univ. Catania*, 13 p.

Beekman F., 1980. La dynamique d'une forêt alluviale rhénane et le rôle des lianes. *Coll. Phytosoc.* 9 : 475-501.

Béguinot A., 1936. Flora e Fitogeografia delle Paludi Pontine, studiate nelle condizioni anteriori all'attuale bonifica, incluso il settore Terracina-Lago di Fondi (Continuazione e Fine). *Arch. Bot.* 12 : 255-316.

Biondi E. & Baldoni M., 1993. La vegetazione del fiume Esino (Marche-Italia centrale). *Studia Botanica* 11 : 209-257.

Biondi E. & Baldoni M., 1994. La vegetazione del fiume Marecchia (Italia centrale). *Biogeographia* 17 : 51-87.

Biondi E., Ballelli S., Allegrezza M., Taffetani F., Francalancia C., 1994. La vegetazione delle «fiumare» del versante ionico lucano-calabro. *Not. Fitosoc.* 27 : 51-66.

Biondi E., Vagge I., Baldoni M., Taffetani F., 1997. La vegetazione del Parco fluviale Regionale del Taro (Emilia-Romagna). *Fitosociologia* 34 : 69-110.

Biondi E., Vagge I., Baldoni M., Taffetani F., 1999. La vegetazione del Parco fluviale Regionale dello Stivione (Emilia-Romagna). *Fitosociologia* 36 (1) : 67-83.

Blasi C., 1994. Fitoclimatologia del Lazio. *Fitosociologia* 27 : 151-175.

Blasi C., Cutini M., Fortini P., Di Marzio P., 1995. I boschi caducifogli del comprensorio Barbarano Romano-Canale Monterano (Lazio settentrionale). *Ann. Bot. (Roma)* 51 (10) : 279-296.

Blasi C. & Frondoni R., 1996. Frammenti di boschi igrofilici nell'area tolfetano-cimina (Lazio). *Ann. Bot. (Roma)* 54 : 171-182.

Blasi C. & Michetti L., 2005. Biodiversità e clima. In: Blasi et al. (a cura di) *Stato della biodiversità in Italia. Contributo alla strategia nazionale per la biodiversità*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio-Direzione per la protezione della natura, Società Botanica Italiana. Palombi Ed., Roma : 57-66.

Bolòs O. (de), 1956. Observations sur les forêts caducifoliées humides des Pyrénées catalanes. *Pirineos* 108 : 65-85.

Braun-Blanquet J., 1931. *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer-Verlag, Wien.

Braun-Blanquet J. & Bolòs O. (de), 1958. Les groupements végétaux du bassin moyen de l'Ebre et leur dynamisme. *Anales Estac. Exp. Aula Dei* 5 (1-4) (1957) : 1-266.

Brullo S., 1993. *Salix arrigonii*, specie nuova della Sardegna e considerazioni sulle sue affinità tassonomiche e sul suo ruolo fitosociologico. *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.* 29 : 247-253.

Brullo S., Scelsi F., Spampinato G., 2001. *Vegetazione dell'Aspromonte*. Studio fitosociologico. Laruffa Ed., 355 p.

Brullo S. & Spampinato G., 1991. La vegetazione dei corsi d'acqua della Sicilia. *Boll. Acc. Gioenia Sc. Nat.* 23 (336) (1990) : 119-252.

Brullo S. & Spampinato G., 1997. Indagine fitosociologica sulle ripisilve della Calabria (Italia meridionale). *Lazaroa* 8 : 105-151.

Camarda I., Lucchese F., Pignatti Wikus E., Pignatti S., 1995. La vegetazione dell'area Pantaleo-Gutturu Mannu-Punta Maxia-Monte Arcosu nel Sulcis-Iglesiente (Sardegna sud-occidentale). *Webbia* 49 (2) : 141-177.

Casini S., Chiarucci A., De Dominicis V., 1995. Phytosociology and ecology of the Chianti woodlands. *Fitosociologia* 29 : 115-136.

Conti F., Abbate G., Alessandrini A., Blasi C. (eds), 2005. *An annotated Checklist of the Italian Flora*. Ministero dell'Ambiente-Direzione per la Protezione della Natura, Dipartimento di Biologia Vegetale-Università degli Studi La Sapienza. Palombi Ed., Roma, 420 p.

Conti F., Manzi A. & Pedrotti F., 1997. *Liste rosse regionali delle piante d'Italia*. Camerino, 139 p.

- Conti F. & Pirone G., 1992. Le cenosi di *Fraxinus oxycarpa* Bieb. e di *Carpinus betulus* L. del bosco di Vallespre nel bacino del fiume Sangro (Abruzzo). *Doc. Phytosoc.* 14: 167-175.
- Corbetta F. & Zanotti-Censoni A.L., 1974. La foresta Panfilia: caratteristiche fitosociologiche e strutturali. *Arch. Bot. e Biog. Ital.* 19: 159-170.
- Corbetta F. & Zanotti-Censoni A.L., 1981. Il bosco relitto di Cusago. *Not. Fitosoc.* 17: 27-32.
- Corti R., 1955. Ricerche sulla vegetazione dell'Etruria: aspetti geobotanici della selva costiera. *Nuovo Giorn. Bot. Ital.* n.s. 62 (1-2): 75-262.
- Cutini M., Fabozzi F., Fortini P., Armanini E., Blasi C., 1996. Coenological and phytosociological characterization of shrubland community in a hilly sector in the Northern Latium. *Arch. Geobot.* 2 (2): 113-122.
- De Rita D., Bertagnini A., Faccenna C., Landi P., Rosa C., Zarlenga F., Di Filippo M., Carboni M.G., 1997. Evoluzione geopetrografica-strutturale dell'area tolfaiana. *Boll. Soc. Geol.* 116: 143-175.
- Dierschke H., 1975. Die Schwarzerlen- (*Alnus glutinosa*) Uferwälder Korsikas. *Phytoecologia* 2 (3/4): 229-243.
- Dierschke H., 1980. Zur Syntaxonomischen Stellung und Gliederung der Ufer und Auenwälder Südeuropas. *Coll. Phytosoc.* 9: 115-129.
- Ellenberg H., 1988. *Vegetation ecology of Central Europe*. 4th Ed. Cambridge University Press. 731 p.
- European Commission, 2007. *Interpretation Manual of European Union Habitats*. EUR 7. 142 p.
- Fanelli G. & Menegoni P., 1997. Le praterie della Riserva Naturale Monterano (Roma). *Arch. Geobot.* 3: 51-64.
- Fazzini P., Gelmini R., Mantovani P., Pellegrini M., 1972. Geologia dei Monti della Tolfa. *Mem. Soc. Geol. It.* 11: 65-144.
- Filibeck G., 2006. Notes on the distribution of *Laurus nobilis* L. (Lauraceae) in Italy. *Webbia* 61 (1): 45-56.
- Filigheddu R., Farris E., Bagella S., Biondi E., 1999. La vegetazione della serie edafoigrofila dell'olmo (*Ulmus minor* Miller) della Sardegna nord-occidentale. *Doc. Phytosoc.* 19: 509-519.
- Foggi B., Cartei L., Pignotti L., Signorini M.A., Vicini D., Dell'Olmo L., Menicagli E., 2006. Il paesaggio vegetale dell'Isola d'Elba (Arcipelago Toscano). Studio di fitosociologia e cartografico. *Fitosociologia* 43 (1, suppl. 1), 95 p.
- Francalancia C. & Marconi D., 1994. Ontanete ad *Alnus glutinosa* nei bacini dei fiumi Tronto, Tenna e Chienti. *Fitosociologia* 27: 91-95.
- Gamisans J., 1979. Remarques sur quelques groupements végétaux assurant la transition entre les étages montagnard et subalpin en Corse. *Ecol. Medit.* 4: 33-43.
- Gamisans J., 1991. *La Végétation de la Corse. Compléments au prodrome de la flore corse*, Annexe 2. Editions des Conservatoire et jardin botaniques de la ville de Genève, 391 p.
- Gamisans J. & Gruber M., 1979. La végétation du Niolu (Corse). *Ecol. Medit.* 4: 141-156.
- Géhu J.-M. & Rivas-Martínez S., 1981. Notions fondamentales de phytosociologie. *Ber. Int. Simp. Int. Vereinigung Vegetationsk.* : 5-33.
- Gruber M., 1980. La ripisylve à *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner en vallée de Louron (Pyrénées centrales). *Coll. Phytosoc.* 9: 405-409.
- Gruber M., 1990. Les aulnaies glutineuses de la moitié septentrionale des Hautes-Pyrénées (France). *Actas Cool. Botanica Pirenaico-Cantabrica (Jaca, 3-5 juillet 1989)*. Csic : 541-548.
- Hill M.O. & Gauch H.G., 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Izco J., Fernández F., Molina A., 1984. El Orden *Tamaricetalia* Br.-Bl. & Bolós 1957 y su ampliación con los tarayales hiperhalófilos. *Doc. Phytosoc. n.s.* 8: 377-392.
- Jalas J. & Suominen J. (eds), 1972. *Atlas Florae Europaeae*. Vol. 1 (*Pteridophyta, Psilotaceae to Azollaceae; Gymnospermae, Pinaceae to Ephedraceae*). Cambridge University Press, Cambridge.
- Landi M. & Angiolini C., 2008. Riparian forest dominated by *Alnus glutinosa* and *Osmunda regalis* in central Italy: phytosociological and phytogeographical analyses in an W-European perspective. 44^o Congresso S.I.S.V. « La scienza della vegetazione per l'analisi e la gestione ambientale » (Ravenna 27-29 febbraio 2008). *Riassunti*: 29.
- Litardière R., 1928. Contributions à l'étude phytosociologique de la Corse, les montagnes de la Corse orientale entre le Golo et le Tavignano. *Arch. de Botanique* 4 (2): 1-184.
- Loidi J., 1983. *Estudio de la flora y vegetación de la cuenca de los rios Deva y Urola en la Provincia de Guipuzcoa*. Publ. Univ. Complutense de Madrid, Thésis doctoral, Madrid, 298 p.
- Lucchese F. & Pignatti S., 1990a. Sguardo sulla vegetazione del Lazio marittimo. In: AA. VV. *Ricerche ecologiche, floristiche e faunistiche sulla fascia costiera mediotirrenica italiana*, II. Accad. Naz. Lincei (Roma) Quad. 264: 5-48.
- Lucchese F. & Pignatti S., 1990b. *Cynaro-Cichoretium pumili*, un exemple de diversité floristique exceptionnelle dans les environs de Rome (Italie). *Ecol. Medit.* 16: 279-290.
- Magrini S., Mazzenga F., Piloni S., Scoppola A., 2006. Primo contributo alla conoscenza della flora vascolare del Parco Regionale Suburbano « Marturano » (Barbarano Romano, Viterbo). *Inf. Bot. Ital.* 38 (1): 87-111.
- Maiorca G. & Spampinato G., 2003. *Carta della vegetazione reale di Monte Mancuso (Cz-Calabria)*. Scala 1: 25000. ARSSA, Reggio Calabria.
- Manzi A., 1992. I boschi ripariali lungo il Fiume Osento (Abruzzo-Italia centrale). *Doc. Phytosoc. n.s.* 14: 115-121.
- Marchetti D., 2004. Le Pteridofite d'Italia. *Ann. Mus. Civ. Rovereto* 19 (2003): 71-231.
- McCune B. & Mefford M.J., 2006. PC-ORD. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 5. MjM Software. Oregon: Gleneden Beach.
- Molina Abril J.A., 1993. Resumen sintaxonómico de las comunidades vegetales de Francia y España hasta el rango de alianza. *Coll. Phytosoc.* 22: 55-110.
- Montanari C., 1998. Boschi e boscaglie riparie dell'Appennino Ligure. *Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana* 6/7: 99-102; 123-126.
- Montanari C. & Gentile S., 1979. Ricerche sulla vegetazione arbustiva e arborea di greto nei fiumi Vara e Magra (Liguria orientale). *Not. Fitosoc.* 14: 17-40.
- Montelucci G., 1977. *Note preliminari sulla flora e sulla vegetazione delle cerrete di Manziana e di Canale Monterano*. Acc. Naz. Lincei (Roma) Quad. 227: 51-74.

- Moor M., 1958. Pflanzengesellschaften schweizerischer Flussauen. *Mitt. Schweiz. Anstalt forstl. Versuchswes.* 34 (4): 221-360.
- Navarro C., 1982. *Contribución al estudio de la flora y vegetación del Duranguesado y la Busturia (Vizcaya)*. Publ. Univ. Complutense de Madrid, Thésis doctoral, Madrid, 398 p.
- Oberdorfer E., 1953. Der europäische Auenwald. *Beitr. Naturkundl. Forsch. SWDtschl.* 12: 23-70.
- Pedrotti F., 1984. Foreste ripariali lungo la costa adriatica dell'Italia. *Coll. Phytosoc.* 9 (1980): 143-154.
- Pedrotti F. & Gafta D., 1993. Tipificazione di tre nuove associazioni forestali ripariali nell'Italia meridionale. *Doc. Phytosoc.* 14: 557-560.
- Pedrotti F. & Gafta D., 1995. Tipificazione di due nuove associazioni ripariali per la Penisola italiana (*Aro italici-Alnetum glutinosae* ass. nova e *Hyperico hircini-Alnetum glutinosae*). *Doc. Phytosoc.* 15: 413-415.
- Pedrotti F. & Gafta D., 1996. Ecologia delle foreste ripariali e paludose dell'Italia. *L'uomo e l'ambiente* 23: 1-165, Camerino.
- Petriccione B. & Pani F., 1990. Primo contributo alla conoscenza sintassonomica dei boschi igrofilici nel Lazio. *Ann. Bot. (Roma)* 48 (7): 125-153.
- Piccoli F. & Gerdol R., 1980. Typology and dynamics of a wood in the Po Plane (N-Italy): the "Bosco della Mesola". *Coll. Phytosoc.* 9: 161-170.
- Pignatti S., 1982. *Flora d'Italia*. 3 vol. Edagricole, Bologna.
- Pignatti S., 1998. *I boschi d'Italia*. UTET Ed., Torino, 677 p.
- Pignatti S., 2005. Valori di bioindicazione delle piante vascolari della Flora d'Italia. *Braun-Blanquetia* 39: 3-37.
- Pirola A., 1968. Appunti sulla vegetazione dei meandri del Ticino. *Not. Fitosoc.* 5: 1-23.
- Pirone G., 1981. Osservazioni preliminari sulla vegetazione legnosa ripariale del Fiume Pescara (Abruzzo). *Not. Fitosoc.* 17: 45-54.
- Podani J., 2001. *Syn-Tax 2000*. Computer program for data analysis in ecology and systematics. User's Manual.
- Presti G., Di Filippo C., Blasi C., 2004. La vegetazione igrofila del Monumento Naturale Pantane e Lagusiello (Lazio centrale). *Inf. Bot. Ital.* 36 (2): 401-408.
- Rivas-Martínez S., 1975. Mapa de vegetación de la Provincia de Avila. *Anal. Inst. Bot. A.J. Cavanilles* 32 (2): 1493-1556.
- Rivas-Martínez S., 2005. Notions on dynamic-catenal phytosociology as a basis of landscape science. *Plant Biosystems* 139 (2): 135-144.
- Rivas-Martínez S., Díaz T.E., Fernández-González F., Izco J., Loidi J., Lousã M., Penas A., 2002. Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. Part II. *Itinera Geobotanica* 15 (2): 433-922.
- Rivas-Martínez S., Díaz T.E., Fernández-González F., Loidi J., Lousã M., Penas A., 2001. Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera Geobotanica* 14: 5-341.
- Sansa R., 2000. Tra capacità di previsione e crisi imprevedibile. Il fabbisogno energetico della produzione d'allume nei Monti della Tolfa nei secoli XV-XVIII. In: Fedeli-Bernardini F. (eds), *Metalli, miniere e risorse ambientali. Il territorio dei Monti della Tolfa tra Medioevo ed età contemporanea*. Provincia di Roma, Assessorato alla Cultura. Roma: 39-48.
- Sansa R., 2003. *L'oro verde. I boschi nello Stato Pontificio tra XVIII e XIX secolo*. Clueb Ed., Bologna, 288 p.
- Sartori F., 1984. Les forêts alluviales de la basse vallée du Tessin (Italie du Nord). *Coll. Phytosoc.* 9: 201-216.
- Scoppola A. & Blasi C. (eds), 2005. *Stato delle conoscenze sulla Flora Vascolare d'Italia*. Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio-Dipartimento di Agrobiologia e Agrochimica Università degli Studi della Toscana. Palombi Ed., Roma, 253 p.
- Scoppola A. & Caporali C., 1998. Mesophilous woods with *Fagus sylvatica* L. of northern Latium (Tyrrhenian Central Italy): synecology and syntaxonomy. *Plant Biosystems* 132 (2): 151-168.
- Soster M., 2001. *Identikit delle Felci d'Italia*. Valsesia Ed., Borgosesia, 304 p.
- Stanisci A., Presti G., Blasi C., 1998. I boschi igrofilici del Parco Nazionale del Circeo (Italia centrale). *Ecol. Medit.* 24 (1): 73-88.
- Spada F., 1977. *Primi lineamenti della vegetazione del comprensorio tolfetano-cerite*. Acc. Naz. Lincei (Roma) Quad. 227: 37-50.
- Spada F., 1980. Escursione ai Monti della Tolfa. Atti e resoconti sociali. *Inf. Bot. Ital.* 12: 21-26.
- Tchou Y.T., 1948/49. Études écologiques et phytosociologiques sur les forêts riveraines du Bas-Languedoc (*Populetum albae*). *Vegetatio* 1 (1): 2-28.
- Theurillat J.P., 1992. L'analyse du paysage végétal en symphytoecologie: ses niveaux et leurs domaines spatiaux. *Bull. Ecol.* 23 (1-2): 83-92.
- Tomaselli R. & Gentile S., 1971. La riserva naturale ed integrale « Bosco Siro Negri » dell'Università di Pavia. *Atti Ist. Bot. Lab. Critt. Univ. Pavia*, s. 6, 7: 41-70.
- Vanden Berghen C., 1971. Notes sur la végétation du sud-ouest de la France. Les fourrés et les bois fangeux. *Bull. Jard. Bot. Nat. Belg.* 41: 383-395.
- Ventriglia U. (a cura di), 1988. *Idrogeologia della provincia di Roma*, Regione Tolfetana. Amministrazione Provincia di Roma. Assessorato LL. PP. Viabilità e Trasporti, Roma.
- Weber H.E., Moravec J., Theurillat J.-P., 2000. *International Code of Phytosociological Nomenclature*. 3rd ed. *J. Veg. Sci.* 11: 739-768.
- Yon D.T., 1980. Évolution des forêts alluviales en Europe. Facteurs de destruction et éléments stratégiques de conservation. *Coll. Phytosoc.* 9: 1-18.
- Zanotti-Censoni A.L. & Corbetta F., 1981. Boschi igrofilici ad *Alnus glutinosa* in Lomellina. *Not. Fitosoc.* 17: 33-44.

Acknowledgements

The Authors are grateful to the anonymous reviewer for the critical comments regarding the manuscript. We also wish to thank Alicia Acosta and Francesco Spada for the suggestions and helpful discussions, and Giorgia Nicodemi for the French translation.

Appendix

Syntaxa quoted in the text

Alnion incanae Pawlowski in Pawlowski, Sokolowski & Wallisch 1928; *Alno-Padion* Knapp 1942; *Alno-Salicetum arrigonii* Brullo 1993; *Carpinion orientalis* Horvat 1958; *Circaeo lutetianae-Alnetum glutinosae* Blasi & Frondoni 1996; *Circaeo lutetianae-Alnetum* (Br.-Bl. 1967) C. Navarro 1982 non Oberdorfer 1953; *Doronicofagion* (Corbetta e Ubaldi in Ubaldi *et al.* 1986) Ubaldi *et al.* 1987; *Fagetalia sylvaticae* Pawlowski in Pawlowski, Sokolowski & Wallisch 1928; *Fraxino orniquercion ilicis* Biondi, Casavecchia & Gigante 2003; *Eupatorio corsici-Alnetum glutinosae* (Litardière 1928) Dierschke 1975; *Hyperico androsaemi-Alnetum glutinosae* (Br.-Bl. 1967) Rivas-Martínez in Loidi 1983; *Hyperico hircini-Alnetum glutinosae* Gafta & Pedrotti 1995; *Lauro-Carpinetum betuli* Lucchese e Pignatti 1990; *Oenanthe crocatae-Alnetum glutinosae* Angius & Bacchetta 2009; *Osmundo-Alnetum glutinosae* Camarda, Lucchese, Pignatti Wikus & Pignatti 1995; *Osmundo-Alnion* (Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956) Dierschke & Rivas-Martínez in Rivas-Martínez 1975; *Quercetalia pubescenti-petraeae* Klika 33 corr. Moravec in Béguin et Theurillat 1984; *Quercetalia ilicis* Br.-Bl. ex A. & O. Bolòs 1950; *Teucri siculi-Quercion ceridis* Ubaldi 1988; *Polysticho-Alnetum glutinosae* Brullo, Scelsi, Spampinato 2001; *Populetales albae* Br.-Bl. 1931 ex Tchou 1948; *Populion albae* Br.-Bl. ex Tchou 1948; *Salicetalia purpureae* Moor 1958; *Salici purpureae-Populetea nigrae* Rivas-Martínez & Cantó ex Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 2001.

Date and locality of the relevés (Table 1)

Rel. 1: 07.04.2004, F. sso Costa Grande; Rel. 2: 07.06.2004, F. sso Costa Grande; Rel. 3: 08.04.2004, F. sso Costa Grande; Rel. 4: 08.04.2004, F. sso Costa Grande; Rel. 5: 20.03.2004, F. sso Costa Grande; Rel. 6: 07.06.2004, F. sso Costa Grande; Rel. 7: 14.06.2004, F. sso Costa Grande; Rel. 8: 14.06.2004, F. sso della Cava; Rel. 9: 14.06.2004, F. sso della Cava; Rel. 10: 14.06.2004, Le Due Fossa; Rel. 11: 14.06.2004, F. sso della Cava; Rel. 12: 14.06.2004, F. sso della Cava; Rel. 13: 14.06.2004, F. sso della Cava; Rel. 14: 01.05.2004, Le Due Fossa; Rel. 15: 2003, Il Grottone-F. sso Acqua bianca; Rel. 16: 20.03.2004, Le Due Fossa; Rel. 17: 20.03.2004, Le Due Fossa; Rel. 18: 01.05.2004, Rio Melledra; Rel. 19: 07.04.2004, P. te Li Cioccati; Rel. 20: 01.05.2004, Rio Melledra; Rel. 21: 14.04.2004, F. sso S. ta Lucia; Rel. 22: 14.04.2004, F. sso S. ta Lucia; Rel. 23: 01.05.2004, Le Due Fossa (cascata); Rel. 24: 20.03.2004, Le Due Fossa-P. te Marano; Rel. 25: 20.03.2004, Le Due Fossa; Rel. 26: 07.04.2004, Le Due

Fossa; Rel. 27: 07.04.2004, F. sso Costa Grande; Rel. 28: 20.03.2004, F. sso dell'Acqua Bianca; Rel. 29: 15.04.2004, F. sso Lenta; Rel. 30: 15.04.2004, F. sso Lenta.

Sporadic species of the relevés (Table 1)

Acer monspessulanum L. subsp. *monspessulanum* Rel. 24 (+), Rel. 26 (1); *Ajuga reptans* L. Rel. 3 (+), Rel. 30 (+); *Alliaria petiolata* (M. Bieb.) Cavara & Grande Rel. 10 (+), Rel. 30 (2); *Allium triquetrum* L. Rel. 25 (1); *Allium ursinum* L. Rel. 29 (+), Rel. 30 (+); *Apium nodiflorum* (L.) Lag. subsp. *nodiflorum* Rel. 21 (+); *Arctium nemorosum* Lej. Rel. 12 (+), Rel. 15 (+), Rel. 21 (+), Rel. 30 (+); *Aristolochia* sp. Rel. 30 (+); *Asplenium onopteris* L. Rel. 24 (+), Rel. 25 (+), Rel. 6 (+); *Bryonia dioica* Jacq. Rel. 18 (1); *Buglossoides purpurocaerulea* (L.) I.M. Johnst. Rel. 28 (+); *Cardamine chelidonia* L. Rel. 10 (2), Rel. 29 (+); *Cardamine hirsuta* L. Rel. 10 (+), Rel. 26 (+); *Castanea sativa* Mill. Rel. 12 (+), Rel. 13 (+), Rel. 27 (+), Rel. 5 (+); *Cerintho major* L. subsp. *major* Rel. 15 (2); *Chelidonium majus* L. Rel. 18 (+); *Cornus mas* L. Rel. 26 (+), Rel. 27 (1), Rel. 28 (1); *Cornus sanguinea* L. Rel. 21 (+); *Cruciata laevipes* Opiz Rel. 6 (+); *Daphne laureola* L. Rel. 10 (+), Rel. 18 (+); *Epipactis helleborine* (L.) Crantz Rel. 25 (+); *Equisetum telmateia* Ehrh. Rel. 7 (+), Rel. 23 (+), Rel. 5 (+), Rel. 6 (+); *Euonymus europaeus* L. Rel. 28 (+), Rel. 30 (+); *Euphorbia characias* L. Rel. 7 (+); *Euphorbia corollifolia* L. Rel. 8 (+); *Euphorbia dulcis* L. Rel. 15 (1), Rel. 24 (1), Rel. 26 (2); *Fagus sylvatica* L. subsp. *sylvatica* Rel. 13 (+); *Festuca heterophylla* Lam. Rel. 5 (+); *Ficus carica* L. Rel. 20 (+), Rel. 23 (+); *Galium aparine* L. Rel. 21 (+), Rel. 22 (+), Rel. 23 (+), Rel. 29 (+), Rel. 30 (1); *Geum urbanum* L. Rel. 12 (+) Rel. 21 (+), Rel. 23 (+); *Hieracium racemosum* Waldst. & Kit. ex Willd. Rel. 11 (+), Rel. 13 (+), Rel. 9 (+); *Lamium maculatum* L. Rel. 10 (1), Rel. 8 (+); *Laurus nobilis* L. Rel. 14 (+), Rel. 18 (2); *Ligustrum vulgare* L. Rel. 21 (1), Rel. 22 (+), Rel. 28 (+); *Loncomelos pyrenaicus* (L.) J. Holub Rel. 3 (+), Rel. 30 (+); *Lunaria annua* L. Rel. 20 (+); *Luzula forsteri* (Sm.) DC. Rel. 19 (+); *Malus sylvestris* (L.) Mill. Rel. 17 (+), Rel. 28 (+); *Mercurialis perennis* L. Rel. 21 (1), Rel. 30 (2); *Mespilus germanica* L. Rel. 1 (+), Rel. 25 (+); *Myosotis arvensis* (L.) Hill subsp. *arvensis* Rel. 23 (+); *Myosotis nemorosa* Besser Rel. 1 (+), Rel. 10 (+), Rel. 23 (+); *Oenanthe pimpinelloides* L. Rel. 17 (+), Rel. 24 (+), Rel. 25 (+), Rel. 26 (+), Rel. 28 (+), Rel. 29 (+), Rel. 5 (+); *Parietaria officinalis* L. Rel. 21 (+); *Petasites hybridus* (L.) P. Gaertn., B. Mey. & Scherb. subsp. *hybridus* Rel. 10 (+), Rel. 23 (1), Rel. 28 (+); *Phillyrea latifolia* L. Rel. 25 (+); *Poa sylvicola* Guss. Rel. 17 (1), Rel. 3 (+); *Poa trivialis* L. Rel. 1 (+), Rel. 2 (1), Rel. 20 (1), Rel. 21 (+), Rel. 30 (+); *Polypodium interjectum* Shivas Rel. 15 (+), Rel. 19 (+); *Potentilla micrantha* Ramond ex DC. Rel. 26 (+); *Primula vulgaris* Huds. subsp. *vulgaris* Rel. 28 (+), Rel. 29 (+); *Prunus spinosa* L. subsp. *spinosa* Rel. 21 (+), Rel. 22 (+); *Pulmonaria picta* Rouy Rel. 29 (1); *Quercus ilex* L. subsp. *ilex* Rel. 25 (+); *Rosa sempervirens* L. Rel. 26 (+); *Rumex sanguineus* L. Rel. 21 (+), Rel. 24 (+); *Scrophularia nodosa* L. Rel. 13 (+); *Senecio aquaticus* Hill Rel. 21 (+); *Solanum dulcamara* L. Rel. 11 (+); *Sorbus torminalis* (L.) Crantz Rel. 2 (1), Rel. 27 (+), Rel. 25 (+), Rel. 4 (+), Rel. 6 (1); *Stachys sylvatica* L. Rel. 29 (+); *Stellaria media* (L.) Vill. subsp. *media* Rel. 19 (+); *Ulmus minor* Mill. Rel. 22 (+); *Urtica dioica* L. subsp. *dioica* Rel. 19 (1), Rel. 21 (+), Rel. 23 (+), Rel. 26 (+), Rel. 29 (+), Rel. 30 (2); *Veronica montana* L. Rel. 10 (+), Rel. 2 (+), Rel. 21 (+), Rel. 29 (+), Rel. 3 (+), Rel. 7 (+); *Vinca minor* L. Rel. 21 (+), Rel. 29 (1).

Impact of crude oil and waste water pollution on genetic diversity of *Limoniastrum monopetalum* (L.) Boiss. (Plumbaginaceae) populations

Impact du pétrole brut et de la pollution des eaux usées sur la diversité génétique de Limoniastrum monopetalum (L.) Boiss. (Plumbaginaceae) populations

Ranya EL-BAKATOUSHI¹, Manal FAWZI², William BOTROS³

1. Biology and Geology sciences Department, Faculty of Education, University of Alexandria, Egypt

2. Environmental Sciences Department, Faculty of Science, University of Alexandria, Egypt

3. Nucleic Acids Research Department, Genetic Engineering & Biotechnology Research Institute (GEBRI) Mubarak City for Scientific Research & Technology Applications

Corresponding author: Dr. Ranya Elbakatoushi
Biology Department Faculty of Education, Alexandria University
Tel: 01 024 173 51 Fax: + 03 486 567 1
P.O. Box. 21526 El-shatby, Alexandria, Egypt

Abstract

Limoniastrum monopetalum (L.) Boiss. populations growing in oil and waste water polluted sites were examined for the possible impact of pollution on their genetic diversity. Morphological features and RAPD analysis were assessed to evaluate the genetic diversity. Non-parametric (Kruskal-Wallis) test of morphological characters between groups (polluted and unpolluted) revealed that all characters were significantly different between groups except two characters. The morphological characters between polluted and unpolluted populations were significantly variable regardless of the pollution source. Plants growing in the polluted sites were physically larger than that of the unpolluted sites. Moreover, the number of flowers per spikelets of the polluted populations reached up to four, although the recorded number for this species is two flowers per spikelets. DNA markers (RAPD) analysis showed that out of fourteen random primers, four gave reproducible amplification. Banding patterns of 35 polymorphic bands out of 37 bands scored accounting for 94.59% polymorphism across the investigated populations. UPGMA clustering analysis based on morpho-

logical characters and RAPD markers separated the studied populations into two distinct clusters. The first cluster comprises all polluted populations while the second included unpolluted ones. The evaluation of genetic diversity parameters revealed that there is a slight difference between group populations, unpolluted and polluted in these parameters.

The collected data supports the hypothesis that the new form of *L. monopetalum* with 4 flowers per spikelet, growing in the polluted sites, is possibly an ecotype adapted to pollution.

Introduction

Oil pollution of the natural environment has been an important issue in recent years. Certain flowering plants, marine algae and bacteria have evolved a number of adaptations to different types of environmental stress. Some of these adaptations are metabolic and others are structural (Rathinasabapathi 2000). The long term survival of a species depends on the ability of populations to respond to environmental changes (Beardmore 1983; Godt *et al.* 1996; Petit *et al.* 1998).

Keywords: *Limoniastrum monopetalum*, macro morphology, RAPD, pollution, ecotoxicology.

Peña-Castro *et al.* (2005) analyzed the mRNA expression profile of a plant used for phytoremediation, bermudagrass (*Cynodon dactylon*), grown under petroleum stress and he concluded that petroleum hydrocarbon stress induces a complex and multifactorial molecular response. In this study it was concluded that a plant growing in ideal conditions has an adequate contact between the soil prevailing conditions and the root structure that allows oxygen and water supply. However, if the plants are growing in a petroleum-polluted environment, soil particles are covered with a hydrophobic layer that reduces water availability and augments the oxygen demand of soil microorganisms, this causes anoxic and drought stress and additionally, the hydrophobic nature of the pollutant also causes a disruptive chemical stress. The stress signals are sensed and communicated by an array of signaling enzymes that induce transcriptional control and protein turnover to favor the synthesis of enzymes acting to alleviate the harmful effects induced by petroleum. Malallah *et al.* (1996; 1997) investigated the genotoxic impact of oil pollution on some Kuwaiti desert flowering plants and reported sterility of anthers, the presence of meiotic irregularities, and inhibition of growth.

Waste-water contains generally thousands of chemicals, like: polychlorinated biphenyl (PCBs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), *N*-nitroso compounds, aromatic amines, and heavy metals (White & Rasmussen 1998). Mutagenic activity of waste water has been tested with different plant system such as *Allium cepa*, *Arabidopsis thaliana*, *Hordeum vulgare*, *Vicia faba* and *Zea mays* (Cabrera & Rodriguez 1999; Nielsen & Rank 2004; Grisolia *et al.* 2005; Ma *et al.* 2005; Abdel Migid *et al.* 2007). The genotoxic substances in waste water can not only injure the integrity of the genome of organisms but also negatively affect the expression of DNA (Shugart & Theodorakis 1994; Filipic & Toman 1996; Grisolia *et al.* 2005) and lead to subsequently an alteration in the genetic variability of the exposed populations over time (Zhiyi & Haowen 2004). These facts make it imperative to evaluate and screen genotoxicity caused by both pollutants (oil and waste water).

Morphologies reflect not only the genetic constitution of the plant but also the interaction of the genotype with the environment. It is difficult to determine how completely the genome is sampled by morphological descrip-

tion. The study of phenotypic characters combined with DNA characterization would be more precise. Measures of genetic variation between populations have been used molecular data (Nei 1975) beside morphological data (Falconer 1981). DNA fingerprinting such as randomly amplified polymorphic DNAs (RAPD) developed by Williams *et al.* (1990), Welsh and McClelland (1999), has been widely used to ascertain the genetic diversity in several plants (Cotrell *et al.* 1997, Belaj *et al.* 2001; Deshwall *et al.* 2005). Detection of pollution effect using RAPD markers involves the comparison of profiles generated from unpolluted and polluted populations.

The aim of this study is to assess the impact of different sources of pollution on the genetic diversity and morphological features of *L. monopetalum* populations growing in polluted and unpolluted sites.

Materials and Methods

Study area

Two distinctive populations of *Limoniastrum monopetalum* (L.) are found growing and surviving in adjacent polluted sites that covers 30 acres of a saline depression in the Egyptian Western Desert (Al-Hamara petroleum station, which is the main crude oil pipeline terminal in Al-Alamein at 120 Km west of Alexandria). The first site is affected by crude oil leakage, while the other one is affected by the seepage of domestic waste water pipeline of a nearby summer resorts (Figure 1). Former to contamination, the natural population of *L. monopetalum* was associated with *Arthrocnemum macrostachyum*, *Zygophyllum album* and *Zygophyllum suaeduinosa*. After contamination most of species were eliminated except *L. monopetalum*. The establishment of *L. monopetalum* on the contaminated sites depends on the age of disturbance; soil physiochemical properties; soil moisture content; structure of the plant community in this area before the contamination and prevailing environmental conditions (Ayyad *et al.* 1974, 1982; Hussein 1999). In this study the populations collected from unpolluted sites were 1, 2 and 3, from oil polluted sites were 4, 5 and 6 from waste water polluted site. Because of the limit number of shrubs in the studied area, three to five shrubs were examined for each population.



Figure 1 –
Limoniastrum
monopetalum.
A) The normal
unpolluted site;
B) Crude oil polluted
site and
C) waste water
polluted site.

Study species

Limoniastrum monopetalum (Plumbaginaceae) is a dwarf shrub of whitish-grey aspect inhabiting arid or saline, often coastal, environments (Kubitzki 1993). In Egypt it is widely distributed along the Western Mediterranean coastal land (Boulos 2000). Stems are 50-120 cm long, branched and leafy. Leaves are oblanceolate to linear-spathulate and expanded below into a wide, amplexicaul sheath. Spikes are 5-10 cm long. Spikelets 1 (-2) flowered, 5-10 mm apart. The outer bract is 4 mm long, truncate, the inner bract is 8 mm long forming an ellipsoid envelope around the flowers. Calyx is 9 mm long and is enclosed by the bracts. Corolla is 1-2 cm in diameter, pink, violet when dry (Tutin *et al.* 1972; Tackholm 1974). *Limoniastrum monopetalum* chromosome number is $2n = 72 + 1, 2, 3, 4, 5, 6$.

Morphological characters

Twenty four samples and seven morphological characters were used (Table 1). Height of the longest branch, shrub diameter, internodes length, leaf shape category (expressed by the ratio between leaf width and leaf length), number of flowers per spikelet and the number of spikelets per inflorescences were recorded. Presence and absence of insects' galls was also assessed. *Limoniastrum monopetalum* is infested by *Oecocecis* sp., Gelechiidae insect that form an elongate cavity which develops into a gall at the leaf base (Moursi & Hegazi 1983).

RAPD analysis

Fresh leaves of six *L. monopetalum* populations were collected and were washed with distilled water to remove salts, ground in liq-

uid nitrogen, and total genomic DNA was extracted using Wizard genomic DNA extraction kit promega (USA). Eight primers from Operon technologies (Alameda, CA) and two other primers (F and PC5) were screened for their amplification. However, they gave weak products and hence were discarded. Only four primers generated considerable products across the populations were used (Table 2). PCR amplification was performed in total volume of 25 μ l containing 10x reaction buffer, 0.2 mM dNTPs, 5 mM MgCl₂, 700 pmol/reaction primer, 100 ng of genomic DNA and 0.5 U of Taq polymerase in Thermocycler Gene Amp 9700 (Applied Biosystems (ABI), (USA). After a denaturation step for 1 min at 94 °C, the amplification reactions were carried out for 45 cycles. Each cycle comprised of 1 min at 94 °C, 2 min 39 °C and 2 min at 72 °C. The final elongation step was extended to 10 min. Amplification products were separated on agarose gel electrophoresis using 1.5% (w/v) agarose in 0.5x TBE buffer and stained with ethidium bromide and photographed using gel documentation system. Amplification products were compared with molecular weight marker IX (72-1353 bp).

Data analysis

Non-parametric (Kruskal-Wallis) test was used to compare the morphological characters between group populations (polluted and unpolluted) using SPSS v.15.

The obviously RAPD bands were scored and entered as binary characters (1 for presence and 0 for absence). The percentage of polymorphism was estimated as the proportion of polymorphic bands with the total number of bands. Data collected from morphology was scored and coded. Description of the characters and their scores are presented in table 1.

Table 1 – Morphological characters recorded for *L. monopetalum* populations.

Characters							
Number of spiklets/ inflorescence	Number of flowers/ spiklets	Leaf Width/leaf length	Presence of insect galls	Length of internode	Shrub diameter	Shrub height (longest branch)	Sites
6	2	6.07	1	10	180	60	Site 1 unpolluted
8	2	8.99	1	7	145	30	
6	2	6.22	2	5	80	17	
8	2	8.83	1	7	90	20	
6	2	5.26	1	10	60	28	
6.8 ± 1.09	2	7.07 ± 1.7	1-2	7.8 ± 2.16	111 ± 49.80	31 ± 17.08	Mean ± STDEV
7	2	7.55	1	10	230	23	Site 2 unpolluted
6	1	6.86	2	7	60	60	
8	1	6.94	2	5	70	22	
8	2	7.14	2	7	96	33	
6	2	6.46	1	6	47	100	
7 ± 1	1-2	6.99 ± 0.39	1-2	7 ± 1.87	100.6 ± 74.53	47.6 ± 33.06	Mean ± STDEV
8	2	6.00	2	7	175	65	Site 3 unpolluted
6	2	3.75	1	10	135	135	
7	2	5.33	1	7	190	100	
7 ± 1	2	5.02 ± 1.155	1-2	8 ± 1.73	166.66 ± 28.43	100 ± 35	
7	4	8.83	0	8	500	150	Site 4 oil polluted
8	4	7.77	0	6	400	90	
9	4	5.97	0	8.33	350	93	
13	4	6.06	1	9	297	86	
9.25 ± 2.62	4	7.15 ± 1.38	0-1	7.83 ± 1.29	386.75 ± 86.42	104.75 ± 30.3	
7	4	8.83	0	8	500	150	site 5 oil polluted
8	4	7.77	0	6	420	90	
9	4	5.97	0	8.33	350	93	
13	4	6.06	1	9	297	86	
9.25 ± 2.62	4	7.15 ± 1.38	0-1	7.38 ± 1.29	391.75 ± 88	104.75 ± 30.30	
10	4	7.20	2	7	340	70	Site 6 Waste water polluted
13	4	7.50	2	9	140	40	
8	4	11.00	2	8	100	50	
10.33 ± 2.51	4	8.56 ± 2.11	2	8 ± 1	193.33 ± 128.58	53.33 ± 12.47	

Table 2 – Sequences of four primers used to analyse *L. monopetalum* populations.

No. of primers	Sequences of primers (5' → 3')
Primer 1 (EZ351)	AGG AGG TGA TCC AAC CGC
Primer 2 (R2)	GAG CCA SGC SGT CCA RTC SGG CCA CCA
Primer 3 (NS1)	GTA GTC ATA TGC TTG TCTC
Primer 4 (AC)	GAA ACG GGT GGT GAT CGC

A similarity coefficient for interval measure data was used to calculate the data matrix of the morphological on the basis of the average Manhattan distance coefficient after standardization of data (Sokal & Sneath 1963; Sneath & Sokal 1973). RAPD data was used for estimation of genetic similarities (Nei 1978) with Jaccard coefficient and for constructing the dendrogram. Dendrograms were constructed using the unweighted pair-group method analysis (UPGMA) with SAHN module of NTSYS-pc (Rohlf 2002). Genetic variation for all loci within each group unpolluted and polluted populations was calculated using Popgene32 (Yeh *et al.* 1999).

Results

Morphology

The morphological characters of the collected plants were summarized in Table 1. The height of the shrub (the longest branch) ranged from a minimum of 17 cm up to a maximum of 135 cm in the unpolluted plants with mean 53.30 cm, while it ranged from a minimum of 40 cm up to a maximum of 150 cm in the polluted plants with mean 90.72 cm. The diameter of the shrub varied considerably between and within the examined polluted and unpolluted plants with remarkable high measurements in the polluted site 4. The mean diameter of the shrub in unpolluted populations was 119.84 cm, while in unpolluted populations was 335.81 cm. Insects' galls are frequently recorded in the population grown in waste water polluted site.

Table 3 – Non-parametric (Kruskal-Wallis) test for comparing group populations (polluted and unpolluted) and morphological characters of *L. monopetalum*.

Test Statistics (a,b)							
Number of spiklets/ inflorescence	Number of flowers/ spiklets	Leaf Width/ leaf length	Presence of insect galls	Length of internode	Shrub diameter	Shrub height (longest branch)	
9.638	21.231	1.415	3.921	0.460	9.624	4.988	Chi-Square
1	1	1	1	1	1	1	df
0.002	0.000	0.234	0.048	0.498	0.002	0.026	Asymp. Sig.

a Kruskal Wallis Test
b Grouping Variable: group populations (polluted and unpolluted) group

However, they are almost disappearing in the oil contaminated plants. It worth noting that the number of flowers per spikelets reached up to 4 in polluted populations and ranged from a minimum of one to two flowers in the unpolluted populations.

The non-parametric (Kruskal-Wallis) test between groups (polluted and unpolluted) revealed that all characters were significantly different between groups except two characters, the length of internode and the ratio between leaf length to width (Table 2). Cluster analysis based on morphological characters separated the unpolluted populations from the polluted at a dissimilarity distance of 1.33 (Figure 2).

RAPD analysis

Limoniastrum monopetalum populations were analyzed using four random primers. A total of 37 bands were scored of which 35 (94.59%) were polymorphic. The number of bands generated per primer varied from one to 13. A minimum of one band was generated by the primers R2 and AC, while the maximum of 13 bands were observed with primer EZ351. The size of the amplified products varied from 72 to 2,000 bp. The percentage of polymorphic bands ranged from a minimum of 10% with primer R2 in unpolluted population1, to a maximum of 92.31% with primer EZ351 in polluted population 5. The number of finger print

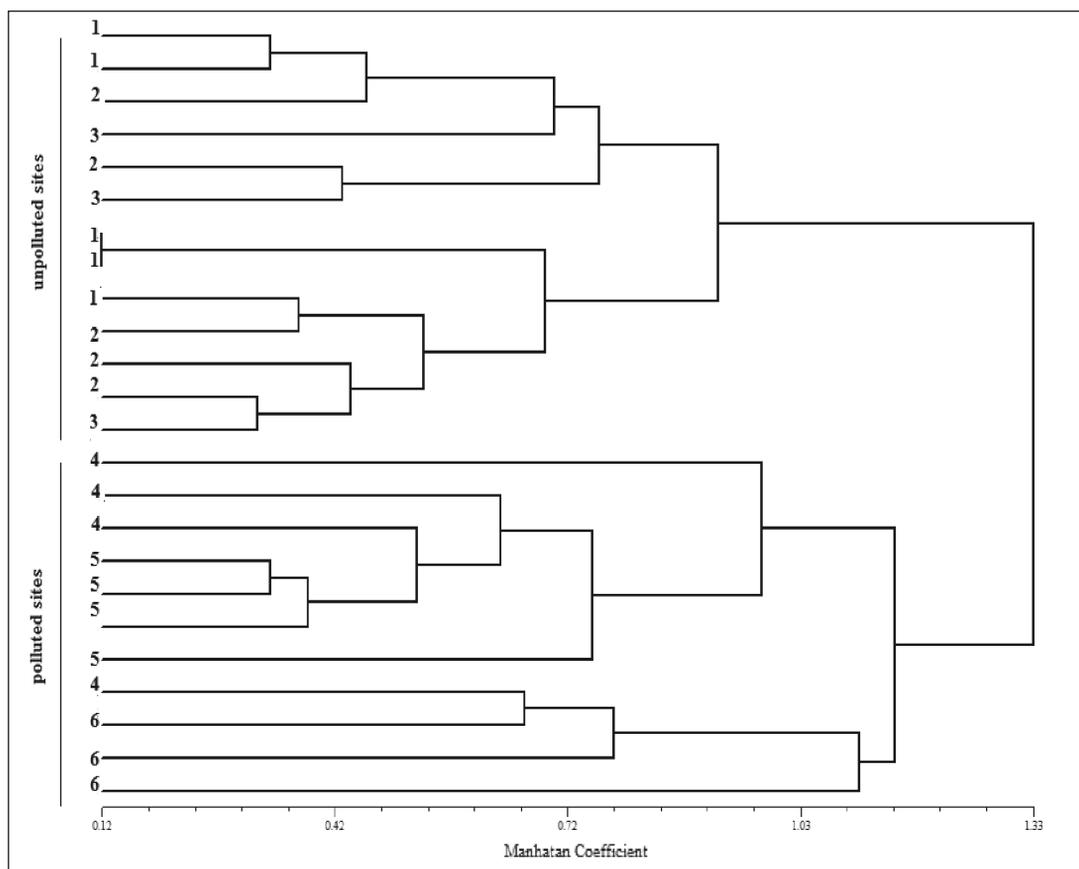


Figure 2 – Dendrogram based on Manhattan distance coefficient computed from morphological characters using algorithm of Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Averages (UPGMA) in the studied populations. (1-6) indicate population number.

Table 4 – Total number of bands (TNB), fingerprinting bands (FPB) and the percentage of polymorphism (P) of *L. monopetalum* unpolluted and polluted populations.

Primers	Upolluted populations									Polluted populations								
	1			2			3			4			5			6		
	TNB	FPB	% P	TNB	FPB	% P	TNB	FPB	% P	TNB	FPB	% P	TNB	FPB	% P	TNB	FPB	% P
Primer1 (EZ351)	10	0	76.9	9	0	69.2	11	0	84.6	11	0	84.4	12	0	92.3	13	1	23.08
Primer2 (R2)	1	0	10	6	0	60	3	0	30	7	1	70	5	1	50	5	0	50
Primer3 (NS1)	5	0	50	5	0	50	5	0	50	3	0	25	4	1	37.5	5	1	50
Primer4 (AC)	2	0	16.7	1	0	51.4	6	3	83.3	3	0	33.33	3	0	33.3	3	0	33.3
Mean			38.4			57.7			62			53.18			53.2			39.1
Total	18			21			25			25			24			26		

bands ranged from a minimum of one band with primers EZ351 in polluted population-6, with primer R2 in polluted populations 4 and 5 and with primer NS1 in polluted populations 5 and 6 to a maximum of three with primer AC in unpolluted population 3 (Table 4).

Genetic diversity

Genetic relationships between populations are shown in Table 5. The smallest average genetic distance (2.388) was between unpolluted populations 1 and 2. The highest genetic distance (8.223) was between unpolluted population 3 and polluted population 5. A distance matrix using Jaccard coefficient was used for constructing the dendrogram. The UPGMA tree revealed two clusters clearly separating the polluted populations from unpolluted populations at the dissimilarity distance 2.44 (Figure 3). The dendrogram showed high genetic dissimilarities between the polluted populations compared with the unpolluted populations.

Table 5 – Genetic distances among *L. monopetalum* populations.

Sites	1	2	3	4	5	6
1	0.000					
2	2.388	0.000				
3	4.974	4.546	0.000			
4	6.986	7.587	6.986	0.000		
5	5.913	7.887	8.230	4.1405	0.000	
6	5.913	5.429	4.974	4.1405	5.913	0.000

1, 2 and 3 from unpolluted sites, 4, 5 oil polluted sites and 6 from waste water polluted site.

Genetic variation statistics for all loci within each group

There was a slight difference between group populations unpolluted and polluted in Nei's gene diversity (h), Shannon's information index (I), number of polymorphic loci, percentage of polymorphic loci and the actual number of alleles (na) (Table 6).

Discussion

In this study the morphological characters of the collected plants varied between and within populations with remarkable distinguishing characters for plants from contaminated soils (oil and waste water). All characters were significantly different between groups except two characters, the length of internode and the ratio between leaf length to width. Shrubs of the polluted populations were physically larger than the unpolluted populations (shrub diameter mean 335.81 cm in polluted and 119.84 cm in unpolluted sites respectively). The recorded number of flowers of *L. monopetalum* is normally 1-2 flower per spikelets. However, in this study the number of flowers per spikelet reached up to 4 flowers in both polluted sites (oil and waste water). This large number was first reported by Fawzy (2008) in *L. monopetalum* populations growing in an oil polluted site. Moreover, the incidence of leaf galls attains its maximum in waste water polluted population and some

Table 6 – Mean ± SE of actual number of allele (na), effective number of alleles (ne), Nei's gene diversity (h), Shannon's information index (I), number of polymorphic loci and percentage of polymorphic loci in *L. monopetalum* population.

Groups	na	ne	h	I	NPL	% PL
Unpolluted populations	1.45 ± 0.50	1.36 ± 0.40	0.20 ± 0.22	0.28 ± 0.32	20	45.45
Polluted populations	1.52 ± 0.51	1.41 ± 0.40	0.24 ± 0.22	0.33 ± 0.32	23	45.45

shrubs of the unpolluted sites, while almost disappears in oil polluted population. This could be attributed to the remarkable increase in the nutrients contents of the sewage polluted soil. UPGMA cluster analysis clearly separated the polluted plants from the unpolluted plants regardless of the source of pollution. It was proved in a previous study on the *L. monopetalum* collected from oil contaminated soil that the population phenology and the vegetative period in the unpolluted site exceeded the polluted site by at least six weeks. Contrary, the remaining phenological phases in the unpolluted site population were shorter than that in the oil polluted site by about 4-6 weeks (Fawzy 2008). The change in the morphological characters which was observed in the oil and waste water contaminated sites may explain the well pollution-adapted characteristics of *L. monopetalum*.

In this study, RAPD profiles variation in band intensity, disappearance of bands, and appearance of new PCR products occurring in the profiles (Figure 2-Tables 3 and 4) could be related to DNA damage induced by crude oil and sewage water pollution.. The results indicated that RAPD profiles in *L. monopetalum* are correlated to sources of pollution. Modifications of band intensity and lost bands are likely to be due to one or a combination of events like changes in oligonucleotide priming sites due mainly to genomic rearrangements. These effects might be connected with structural rearrangements in DNA caused by different types of DNA damages. DNA alterations in plants induced by pollution stress has been verified before (Conte *et al.* 1998; Mengoni *et al.* 2000; Quintela-Sabaris *et al.* 2005; Liu *et al.* 2006). On the level of RNA, Peña-Castro *et al.* (2005) analyzed the mRNA expression profile of bermudagrass (*Cynodon dactylon*) growing under petroleum stress and they isolated 24 unique cDNAs that are consistently over-expressed in roots of bermudagrass. In our study the segregation of the polluted and unpolluted populations into two distinct clusters at the highest dissimilarity distance supports the hypothesis of an impact of pollution on the genome of *L. monopetalum*. On the basis of the evidence reviewed here, we propose that *L. monopetalum* in the contaminated soil either by crude oil or waste water is morphologically and genetically distinct. This hypothesis should be regarded as the possibility of an ecotype *L. monopetalum* which could be useful in phytoremediation experiments of polluted soils.

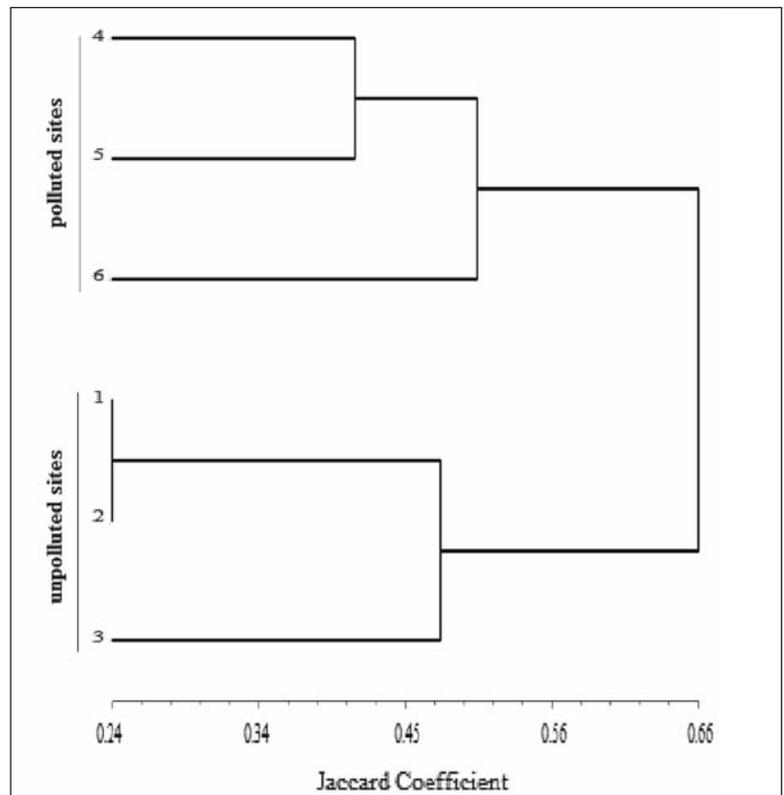


Figure 3 – Dendrogram based on genetic distances and Jaccard coefficient computed from RAPD data using algorithm of Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Averages (UPGMA) in the studied populations. (1-6) indicate population number.

References

- Abdel Migid H.M., Azab Y.A. & Ibrahim W.M., 2007. Use of plant genotoxicity bioassay for the evaluation of efficiency of algal biofilters in bioremediation of toxic industrial effluents. *Ecotox. Environ. Saf.* 66: 57-64.
- Ayyad M.A. & El-Ghareeb R., 1974. Vegetation and environment of the western Mediterranean coastal land of Egypt: III. The habitat of saline depressions. *Bull. Inst. Desert Egypt.* 42: 509-523.
- Ayyad M.A. & El-Ghareeb R., 1982. Salt marsh vegetation of the western Mediterranean desert of Egypt. *Vegetation* 49: 3-19.
- Beardmore J.A., 1983. Extinction, survival and genetic variation. In: Schonewald-Cox C.M., Chambers S.M., MacBryde B. & Thomas W.L. (eds), *Genetics and Conservation*. Benjamin Cummings, Menlo Park: 125-151.
- Belaj A., Trujillo I., Rosa R., Rallo, L. & Gimenez M.J., 2001. Polymorphism and discrimination capacity of randomly amplified polymorphic markers in an olive germplasm bank. *J. Am. Soc. Hort. Sci.* 126: 64-71.
- Bolous L., 2000. *Flora of Egypt*. Vol.2. Al Hadara, Cairo.
- Cabrera G.L. & Rodriguez D.M.G., 1999. Genotoxicity of soil from farmland irrigated with wastewater using plant bioassays. *Mutat. Res.* 426: 211-214.
- Conte C., Mutti, I. & Puglisi P., 1998. DNA fingerprinting analysis by a PCR based method for monitoring the genotoxic effects of heavy metals pollution. *Chemosphere* 37: 2739-2749.

- Cottrell J.E., Forrest G.I. & White I.M.S., 1997. The use of random amplified polymorphic DNA markers to identify and estimate the relatedness of clones belonging to the genus *Populus*. *Bot. J. Scotl.* 49: 89-102.
- Deshwall R.P.S., Singh R., Malik K. & Randhawa G.J., 2005. Assessment of genetic diversity and genetic relationships among 29 populations of *Azadirachta Indica* A. Juss. using RAPD markers. *Genet. Resour. Crop. Evol.* 52: 285-292.
- Falconer D.S., 1981. *Introduction to quantitative genetics*. London, Longman.
- Fawzy M., 2008. Impact of crude oil pollution on population dynamics of *Limoniastrum monopetalum* (L.) Boiss. *Amer.-Euras. J. Agric. & Environ. Sci.* 3 (1): 01-12.
- Filipic M. & Toman M.J., 1996. Genotoxicity of influents and effluents of the waste water treatment plant. *Wat. Sci. Technol.* 34 (7/8): 9-14.
- Godt M.J.W., Johnson B.R. & Hamrick J.L., 1996. Genetic diversity and population size in four rare southern Appalachian plant species. *Conserv. Bio.* 10: 796-805.
- Grisolia C.K., De Oliveira A.B.B., Bonfim H. & Klautau-Guimaraes M.N., 2005. Genotoxicity evaluation of domestic sewage in a municipal wastewater treatment plant. *Gen. Mol. Bio.* 28 (2): 334-338.
- Hussein H.S., 1999. Effect of the accumulation of some metabolites on environmental stress tolerance in *Thymeleae hirsuta* (L.) ENDL. *Bulletin of the Faculty of Science, Assiut University* 28 2-D: 63-76.
- Kubitzki K., 1993. *Plumbaginaceae*. In: Kubitzki K., Rohrer J.G. & Bittrich V. (eds). *The Families and Genera of Vascular plants*. Springer, Berlin: 523-530.
- Liu C., Yan B., Song Y., Xu Y. & Cai L., 2006. Tag-based blind PTM identification with point process model. *Bioinform.* 22 (14): 307-313.
- Ma T.H., Cabrera G.L. & Owens E., 2005. Genotoxic agents detected by plant bioassays. *Rev. Environ. Health.* 20 (1): 1-13.
- Mallallah G.A., Afzal M., Gulshan S., Abraham D., Kurian M. & Dhami, M.S.I., 1996. *Vicia faba* as a bio-indicator for oil pollution. *Environ. Pollut.* 92: 213-217.
- Mallallah G.A., Afzal M., Mutin G., Murin A & Abraham, D. 1997. Genotoxicity of oil pollution of some species of Kuwaiti flora. *Biologiam.* 52: 61-70.
- Mengoni A., Gonnelli C., Galardi F., Gabbrielli R. & Bazzicalupo M., 2000. Genetic diversity and heavy metal tolerance in populations of *Silene paradoxa* L. (Caryophyllaceae): a RAPD analysis. *Molec. Ecol.* 9: 1319-1325.
- Moursi K.S. & Hegazi, E.M., 1983. Destructive insects of wild plants in the Egyptian Western desert. *J. arid environ.* 6: 119-127.
- Müller F., 1868. Notizen über die Geschlechtsverhältnisse brasilianischer Pflanz. *Bot. Zeit.*, xxvi.
- Nei M., 1975. *Molecular population genetics and evolution*. North-Holland, Amsterdam.
- Nielsen M.H. & Rank J., 2004. Screening of toxicity and genotoxicity in wastewater by the use of the *Allium* test. *Herid.* 121 (3): 249-254.
- Peña-Castro J.M., Barrera-Figueroa B.E., Fernández-Linares L., Ruiz-Medrano R. & Xocostle-Cázares B., 2006. *Pl. Sci.* 170 (4): 724-731.
- Petit R.J., El Mousadik A. & Pons O., 1998. Identifying populations for conservation on the basis of genetic markers. *Conserv. Bio.* 12: 844-855.
- Quintela-Sabaris C., Kidd P.S. & Fraga M.I., 2005. Identification of metalliferous ecotypes of *Cistus ladanifer* L. using RAPD markers. *Zeitschrift Fur Naturforschung C-A J. Biosci.* 60 (3-4): 229-235.
- Rathinasabapathi B., 2000. Metabolic engineering for stress tolerance: Installing osmoprotectant synthesis pathways. *Ann. Bot.* 86: 16-709.
- Rohlf F.J., 2002. *NTSYS-pc: numerical taxonomy system ver.2.1*. Exeter Publishing Ltd., Setauket, New York.
- Shugart L. & Theodorakis C., 1994. Environmental genotoxicity: Probing the underlying mechanisms. *Environ. Health Pers.* 102 (12): 13-17.
- Sneath P.H.A. & Sokal R. R., 1973. *Numerical Taxonomy*. Freeman. San Francisco, 573 p.
- Sokal R. R. & Sneath P.H.A., 1963. *Principles of Numerical Taxonomy*. Freeman. San Francisco, 359 p.
- Tackholm V., 1974. *Student's Flora of Egypt*. 2nd Edn. Cairo University Press, 887 p.
- Tutin T.G., Heywood N.H., Burges N.A., Moore D.M., Valentine D.H., Walters S.M. & Webb D.A., 1972. *Flora Europaea*. Vol.3. Cambridge University Press, 370 p.
- Voigt K. S. & Schleiler B. Brückner., 1995. Genetic variability in *Gibberella fujikuroi* and some related species of the genus *Fusarium* based on random amplification of polymorphic DNA (RAPD). *Curr. Genet.* 27: 528-535.
- Welsh J. & McClelland M., 1990. Fingerprinting genomes using PCR with arbitrary primers. *Nucl. Ac. Res.* 18: 7213-7218.
- White P. & Rasmussen J.B., 1998. The genotoxic hazard of domestic wastewater in surface waters. *Muta. Res.* 410: 223-236.
- Williams J.G.K., Kubelik K.J., Livak K.J., Rafalski J.A. & Tingey S.V., 1990. DNA polymorphisms amplified by arbitrary primers are useful genetic markers. *Nucl. Ac. Res.* 18: 653.
- Yeh F.C., Yang R.C., Boyle T.B.J., Ye Z.H. & Mao J.X., 1999. *POPGENE THE User-Friendly shareware for Population Genetic Analysis*. Molecular biology and Biotechnology Centre, University of Alberta, Canada.
- Zhiyi R. & Haowen Y., 2004. A method for ecotoxicity detection using random amplified polymorphism DNA with Danio rerio. *Ecotox. Environ. Saf.* 58: 96-10.

Characteristics of the vegetation of tree stands on sacred sites in comparison to well-preserved forests in northwestern Morocco

Caractéristiques des peuplements forestiers des sites sacrés en comparaison des forêts bien préservées au nord-ouest du Maroc

Birgit FROSCH

University of Freiburg, Department of Geobotany,
Faculty of Biology, Schänzlestraße 1, D-79104 Freiburg, Germany
E-mail: birgit.frosch@biologie.uni-freiburg.de

Abstract

Muslim burial grounds and the surroundings of Saints' tombs (marabouts) in Morocco consist of spontaneous vegetation which is often protected from land use due to religious beliefs. Nevertheless many sacred sites are subjected to land-use practices like grazing or cutting of wood which alter the vegetation. In the present study, the vegetation of tree stands on 68 sacred sites (cemeteries and marabouts) in northwestern Morocco was analysed and compared to the vegetation of least disturbed stands of the corresponding forest communities. Those are thermomediterranean evergreen forest communities dominated by the tree species *Quercus coccifera* L., *Quercus suber* L. and *Olea europaea* L. The aim of the study was to determine the main factors affecting floristic differentiation of the sacred sites' stands and to assess their degree of 'naturalness'.

The main gradient explaining floristic variance was associated with the proportion of annual species per plot and with the litter layer cover. Both were assumed to be proxies for the degree of land-use pressure, especially grazing. In heavily grazed tree stands, annual species replace woody and perennial plant species of the shrub and herbaceous layer ('therophytization'), while in little used, non-grazed forest stands annual species are rare or lack completely. Different stand structure types, like isolated trees, do not have a strong influence on the floristic composition. *Quercus coccifera* stands from the exam-

ined sacred sites were mostly similar in their floristic composition to reference *Q. coccifera* stands, while *Olea europaea* stands showed no strong floristic similarity to reference stands. *Quercus suber* stands were partly similar, partly unsimilar to reference stands.

Résumé

Dans les cimetières musulmans et dans les environs des tombes de Saints (marabouts) au Maroc existe une végétation spontanée que la croyance religieuse met souvent à l'abri de l'exploitation. Néanmoins la plupart des sites sacrés sont soumis à des exploitations comme le pâturage ou la coupe du bois, résultant en un changement de la végétation. Cette étude concerne l'analyse de la végétation des peuplements forestiers de 68 sites sacrés (cimetières et marabouts) du nord-ouest du Maroc et sa comparaison avec la végétation des peuplements forestiers moins perturbés des groupements forestiers correspondants. Il s'agit des groupements forestiers thermo-méditerranéens sempervirents à *Quercus coccifera* L., *Quercus suber* L. et *Olea europaea* L. L'objectif de cette étude était de déterminer les facteurs principaux qui influencent la différenciation floristique des peuplements forestiers sur les sites sacrés et de déterminer leur degré de « naturalité ».

Le principal gradient expliquant les différences floristiques était associé avec la proportion des espèces annuelles et l'importance de la litière.

Keywords: sacred grove, forest therophytization, grazing, Mediterranean evergreen forest, sclerophyllous species.

Mots clés : bois sacré, thérophytisation de la forêt, pâturage, forêt méditerranéenne sempervirente, espèces sclérophylles.

Les deux variables ont été considérées comme des proxies permettant d'évaluer le degré d'impact anthropique, particulièrement du pâturage. Dans les peuplements forestiers soumis au pâturage intensif, les espèces annuelles remplacent les espèces ligneuses et pluriannuelles de la strate arbustive et herbacée (« thérophytisation »), alors que dans les peuplements peu exploités, les espèces annuelles sont rares ou absentes. Les différents types structuraux, tels que les arbres isolés, n'ont pas d'influence forte sur la composition floristique. Pour Quercus coccifera, les peuplements des sites sacrés étudiés ici sont assez proches des peuplements de référence en ce qui concerne la composition floristique. Les peuplements d'Olea europaea, au contraire, n'ont pas beaucoup d'affinités floristiques avec les peuplements de référence. Concernant les peuplements de Quercus suber, ils possèdent en partie une affinité floristique avec les peuplements de référence, mais s'en distinguent aussi profondément.

Introduction

In recent years, international organisations have become increasingly interested in the cultural and biological heritage of sacred sites and in their potential for nature conservation (e.g. Dudley *et al.* 2006, Schaaf & Lee 2006). Sacred sites are natural elements like forests, single trees, caves, springs, lakes, mountains and/or embedded anthropogenic constructions like shrines or tombs. They are worshipped and protected by local communities for different religious, traditional or political reasons. This phenomenon is known from all continents (Bhagwat & Rutte 2006).

From North Africa to the Middle East, the existence of holy trees or 'sacred groves' (a term used for wooded sacred sites, but the usage is not consistent and the term is being used also for sacred sites in general) is in most cases linked to the worshipping of the tombs of Muslim Saints, although it is not always clear which existed first: the sacred vegetation or the tomb (Dafni 2006). In Morocco, sacred sites are a very common landscape feature. According to map analysis and ground checks the average density is 26 sacred sites/100 km² in the rural study area in northern Morocco investigated here (Deil *et al.* 2009). Usually the whole sacred site area is used as common burial ground, but sometimes sacred sites only consist of a building, the Saint's tomb in general. In the current study, the term 'sacred site' encompasses spatially extended sites with either a Saint's tomb or a common burial

ground, or both. Preliminary results from 27 sacred sites in the study area suggest a small average size with considerable variation in size (85 m² to 5 ha with an average of 0.7 ha, Deil *et al.* 2009). Similar results were obtained in a survey conducted in southwestern Morocco (15 sacred sites between 360 m² and 6.9 ha, Petersen 2007).

During the last years, the investigation of sacred sites of Morocco and their vegetation gained momentum (Deil 2003; Deil *et al.* 2005, 2008, 2009; Taïqui *et al.* 2005, 2009; Demdam *et al.* 2008; Jäckle & Frosch 2008). First findings indicate that the floristic composition of the forested vegetation of northern Moroccan sacred sites reflects abiotic factors (Deil *et al.* 2009). However, due to human activities, the vegetation of sacred sites presents itself more often as a mosaic of different plant communities than as a dense impenetrable sclerophyllous forest (Deil *et al.* 2008). Only about 65% of the sacred sites consist in a little forest or tree stand larger than 500 m², while ca. 20% feature an isolated tree and are elsewhere covered by herbaceous and shrub species. Generally, sacred sites are not free from human influences. Human impact on sacred sites, leading to changes in vegetation and stand structure, is mentioned in all studies on sacred sites cited in this publication. Restrictions and rules associated with the religious status of sacred sites can be lifted or violated, which can ultimately result in sacred area loss (Byers *et al.* 2001, Campbell 2004).

While sacred sites in subtropical and tropical regions of the world are frequently described as sanctuaries for endemic or endangered plants or hotspots of floristic diversity (e.g. Jamir & Pandey 2003; Mgumia & Oba 2003; Ramanujam & Cyril 2003; Khumbongmayum *et al.* 2005; Sukumaran *et al.* 2008), the role of sacred sites for the study of climax-near forests or, more generally, rare and endangered vegetation types in otherwise altered landscapes is less often evaluated (e.g. Itow 1991; Tiwari *et al.* 1998; Byers *et al.* 2001; Aerts *et al.* 2006; Mieke *et al.* 2008).

References to the vegetation of sacred sites in Morocco are frequent in the literature and often emphasize that sacred sites shelter remnants or examples of natural forests (Emberger 1939; Sauvage 1961; Benabid 1984; Ajbilou *et al.* 2006). This stems from the fact that certain forest types are only described from sacred sites, because the surrounding landscape has been completely

deforested due to land-use pressure (Emberger 1939; Benabid 1984). Additionally, striking differences in floristic composition and stand structure between non-sacred forests and well-preserved forest stands on sacred sites were reported (Sauvage 1961; Ajbilou *et al.* 2006; see also Hammi *et al.* 2007 for similar findings in community-preserved forests of Southern Morocco). However, no study has been carried out so far that investigated the 'naturalness' of the floristic composition of the sacred sites' tree stands in detail and only few studies have compared floristic data from sacred sites with reference data from non-sacred areas (Boraiah *et al.* 2003; Campbell 2004; Salick *et al.* 2007). In the current study, own data from randomly-stratified chosen sacred sites and reference floristic data have been analysed to fill this void. The term 'stand' is not used in the forestry sense (a group of trees of rather uniform age structure and species composition), but in a very broad sense to integrate all sorts of common tree-related structures found on sacred sites. The reference data was taken from a phytosociological work explicitly describing well-preserved stands of the respective forest types (Benabid 1984). Partly, the reference data was sampled on sacred sites due to the above mentioned fact that certain forest types only exist on sacred sites.

The objectives of this study were (1) to determine the main factors driving the floristic differentiation in northwestern Moroccan sacred sites' tree stands – are they abiotic factors or land use? – and (2) to assess the degree of floristic dissimilarity between sacred sites' stands and the least disturbed stands using reference data, and diagnose the causes of dissimilarity. Considering the detected differences in life form spectra and stand structure, two possible explanations for the dissimilarity between own and reference data were formulated and examined: a) dissimilarity is caused by different proportions of therophytes in own data and reference data, and b) dissimilarity is related to differing stand structure types.

Material and Methods

Study area

The study area is situated on the Tangier Peninsula in northwestern Morocco. It comprises a trapezoidal area of ca. 7300 km² delineated by the Atlantic coast north and south of the city of Larache and the Outer Ranges of the Rif Mountains (Prerif area). Within the study area, eight landscape sections of 36 km² each were investigated. The seasonal pattern of precipitation is characteristic of Mediterranean climate with a winter rainfall peak and a summer drought of several months. The eight landscape sections, where phytosociological fieldwork was carried out, are located in altitudes between 40 m a.s.l. near the Atlantic coast to about 900 m a.s.l. in the Prerif Mountains. This altitudinal gradient is associated with increasing precipitation. A mean annual precipitation of 600-1000 mm prevails, with only the highest peaks exceeding 1000 mm. All landscape sections and accordingly all sampled sacred sites are situated in the thermomediterranean belt (mean of the minimum temperature of the coldest month [m] > 3 °C). Accordingly the bioclimate can be classified as subhumid to humid, applying the climate diagram for Morocco based on Emberger's pluviothermic quotient Q (in Sauvage 1963).

Bedrock along the western littoral parts of the study area is predominantly composed of Pliocene and Quaternary sands. On the ridges in the East, flyschs and Oligocene sandstones prevail, and the hilly area in between is dominated by marls. The potential natural vegetation is formed by forest, mainly composed of sclerophyllous Mediterranean oak species (*Quercus suber*, *Q. coccifera*, *Q. rotundifolia*) and wild olive, *Olea europaea* var. *sylvestris* (Emberger 1939; Benabid 1984). However, the actual vegetation is very different from the potential natural vegetation due to land-use pressure. In the lowlands, most of the forests have been cleared for agriculture. In mid altitudes, forests, predominantly with *Quercus suber*, are still quite common but submitted to pasturing and timber exploitation.

Sampling

The sampling on the sacred sites took place in a set of eight landscape sections of 36 km²

each. All sacred sites in these landscape sections were investigated in the field. To obtain representative data for the different ecoregions from a small number of landscape sections, a pre-stratified random sampling procedure was applied. A landscape section is preset to have homogeneous geological and climatic conditions, and to contain at least five sacred sites. Landscape sections A1 and A2 are situated on littoral sands (subhumid climate), B1 and B2 on marls (subhumid climate), C1 and C2 on prerifian sandstone chains (humid climate). D1 and E are stand-alone landscape sections. Bedrock of landscape section D1 (humid climate) is the so-called “Beni Ider Flysch”. Landscape section E (humid climate) was chosen as a particular example for a transition zone between sandstone and schist bedrock. To avoid spatial autocorrelation, a minimal distance of 20 km between the corresponding sections of a stratum was a further precondition.

On each sacred site, one to seven phytosociological plots were sampled applying the method of Braun-Blanquet (1964) including the original cover-abundance scale. According to stand structure type the plot area varied from 4 m² under isolated trees to 100 m² in larger stands. For the floristic assessment all plant species in the plot area were noted with their cover-abundance. A stratification of the vegetation was applied resulting in several different layers.

Fieldwork was conducted between end of March and middle of June in 2008 and 2009. 140 plots of 68 sacred sites were included in the present analysis. They fit the following applied definition of ‘forest’: a stand with ≥ 10% tree layer cover (woody plants > 2 m high), with at least one of the tree species *Quercus suber*, *Q. coccifera*, *Q. rotundifolia*, *Q. canariensis*, *Olea europaea* s.l. (var. *sylvestris* and var. *europaea*), *Phillyrea latifolia* and *Fraxinus angustifolia* in the tree layer.

The following parameters were recorded in each plot: altitude, aspect and slope, height of the highest tree, estimated total cover of tree layer (woody plants > 2 m high), shrub layer (woody plants ≤ 2 m high), herbaceous and epiphytic layer (all in %), surface of litter layer, bare soil and stones/surface outcrop of rock (all in %), and stand structure type. Stand structure types were defined as follows: isolated tree (“IT”) for 1-2 trees surrounded by non-forested vegetation types, tree group

(“TG”) for stands of up to 5-6 trees, forest edge (“FE”) for plots under cover of a larger stand, but with non-forested vegetation types to one side, opened stand (“OS”) for larger stands, crowns of overstory trees often without contact, large gaps, and closed stand (“CS”) for larger stands, crowns in contact or overlapping, tree layer cover not necessarily high, as lightness of crowns was taken into account. On most sacred sites a topsoil sample was taken, if permitted to us by local authorities, and pH (H₂O) and lime content were determined. Grazing intensity as the main land-use factor could not be directly evaluated, as any information about stock density and the amount of time the animals spend grazing on the sacred sites was not available.

Data analysis

In order to identify the patterns of floristic differentiation and the impact of independent variables on the floristic composition, the plots were subjected to indirect as well as direct gradient analysis. Floristic variance was first assessed using Detrended Correspondence Analysis (DCA). The length of DCA axis 1 was long (4.5 SD for own data, 5 SD for own and reference data), indicating that analyses based on a unimodal model were most suitable for describing the data (ter Braak & Šmilauer 2002). Accordingly the chosen methods were Correspondence Analysis (CA) and Canonical Correspondence Analysis (CCA). The vegetation layers were merged to one layer for the present statistical analyses. This was done to obtain comparability with the external reference data. Species dominance/abundance values were recoded from r (solitary, < 1% cover), + (few, < 1% cover), 1 (numerous, but < 5% cover), 2 (5-25% cover), 3 (25-50% cover), 4 (50-75% cover) and 5 (75-100% cover) to a 1-7 numerical scale for multivariate analysis. Plant species with a frequency of < 5 were excluded from analysis. CA and CCA were performed with the following presetting: Hill’s scaling with focus on inter-sample distances, no transformation of species data, and down-weighting of rare species. In the CCA, the statistical validity of the association between environmental variables and variance in floristic data was tested using a Monte Carlo permutation test (1000 unrestricted random permutations).

The own data of 140 plots were ordinated in unconstrained and constrained analysis (CA-1, CCA-1). In CCA-1 the influence of the main environmental variables on the floristic composition of the sacred sites' woody vegetation was analysed quantitatively. The floristic data were classified to rankless groups: *Quercus suber* stands ("QS" in the analysis), *Quercus coccifera* stands ("QC"), *Olea europaea* var. *sylvestris* stands ("OE"), and a small number of plots representing other stands, dominated by *Fraxinus angustifolia* or *Quercus canariensis* ("other" in the analysis). Altitude, cover of tree layer, shrub layer, herb layer, litter layer, bare soil (all in %) and pH of topsoil were included as field-measured variables in the statistical analyses. Missing pH data were replaced by the mean pH of all other sacred sites. Climatic parameters were derived from the Wordclim database (Hijmans *et al.* 2005) and tested for explanation of the floristic variance. Most parameters were highly correlated and were therefore excluded. Only mean annual precipitation and mean minimum temperature of the coldest month were used. Additionally a spatial nominal parameter representing the respective landscape section was included ("A1", "C1", "D1", etc.).

Furthermore, proportions of life forms based on Raunkiaer's system were calculated on species presence for each plot in own and reference data. Three main groups were defined: proportion of therophytes ("PTh") including annual and biennial species, proportion of perennials ("PP"), including hemicryptophytes and geophytes, and proportion of woody species ("PW") including phanerophytes, nanophanerophytes and chamaephytes.

In the ordination diagram of the CA, only environmental variables with a correlation of > 0.3 (weighted correlation) with at least one of the first two axes were projected. Several parameters were excluded from the CCA due to correlation with other parameters, high multicollinearity, detected by high variation inflation factors, or due to poor correlation with the first four CA axes. Parameters directly derived from vegetation data were not included in the CCA. The inflation factor of the included variables was always < 20 in the CA and < 3 in the CCA.

In a second Correspondence Analysis (CA-2) the floristic affinity of the sampled tree stands on sacred sites with reference plots of the

least disturbed stands of the respective forest types was evaluated (140 own plots and 100 reference plots). The reference floristic data consists of forest plots from northwestern Morocco recorded by Benabid (1984; data taken from tables 2, 3, and 6 therein). The reference data are present in the form of phytosociological plots after the method of Braun-Blanquet with plot areas of either 100 or 200 m². Plots are not stratified into different layers. They include the 29 plots of the thermomediterranean *Quercus suber* forests, referred to as "QS-REF" in the analysis (published as Myrto communis-Quercetum suberis), the 40 plots of the *Quercus coccifera* forests (Rusco hypophylli-Quercetum cocciferae; "QC-REF"), and the 31 plots of the *Olea europaea* forests (Tamo communis-Oleetum sylvestris, "OE-REF"). The purpose of this work was to document the floristic composition of natural or near-natural forest communities. Therefore the reference plots are considered to represent examples for the least disturbed expression of the forest types found on sacred sites in the present study. Reference plots of two of the forest communities (QC-REF, OE-REF) were almost exclusively recorded on sacred sites.

In order to analyse the influence of annual species the joint floristic dataset of 240 plots was subjected to a CA (CA-3) after exclusion of all annual/biannual species. For CA-2 and CA-3 a Mantel test was performed with 1000 permutations in order to estimate the difference in the ordinations with and without annuals.

The influence of different plot area in own and reference data was tested by evaluating Spearman's rank correlation coefficient for plot area and species number. The correlation result indicates that plot area did not bias species numbers (Spearman's rho -0.08 , $p > 0.05$). Nevertheless, other possible effects on own and reference plant data associated *e.g.* with different seasonal time and climatic conditions of fieldwork can not be completely ruled out (see discussion).

The ordinations were performed using CANOCO 4.5 (ter Braak & Šmilauer 2002). Further statistical analysis was performed using the R software package (version 2.10, R Development Core Team 2009) and additional package vegan (version 1.15-4, Oksanen *et al.* 2009).

Results

The floristic variation in the sacred sites' woody vegetation is high with total inertia of 4.98 in CA-1. The first and second ordination axes explain 10.4% and 7.2% of the floristic variation, while the third and fourth axes each explain 4%. A diagram of the first two axes with sample scores and selected environmental variables is presented in Figure 1. The three main forest types are clearly separated in the ordination plot, but the general distribution of the samples suggests a continuous variation of species composition in the data set. PTh is strongly positively correlated with Axis 1, while cover of litter layer (CovL) is strongly negatively correlated with Axis 1. Sample scores of *Quercus coccifera* (QC) stands are projected on the negative side of Axis 1, while those of *Olea europaea* (OE) stands are projected on its positive side. QC stands are poor in annual species and have a higher cover of litter layer in comparison to

OE stands (in QC stands: mean PTh = 23.3%, mean cover of litter layer = 65.8%; in OE stands: mean PTh = 52.9%, mean cover of litter layer = 19.8%, see Table 1). Samples of QS stands are distributed along the length of Axis 1, indicating a considerable variability in floristic composition and life form spectra, from therophyte-poor to therophyte-rich stands. The projected arrow of PW is opposed to that of PTh. PW is highest in QC stands (Table 1) and negatively correlated with cover of herbaceous layer, whereas PTh is positively correlated with this layer (correlations given in Table 2). The second ordination axis of CA-1 is negatively correlated with pH. Correspondingly, samples of stands with *Quercus suber*, a tree species restricted to acidic soils, are distributed along the positive part of Axis 2. A gradient representing altitude and altitude-related climatic variables is detectable between QS stands positioned along the negative values of Axis 1, and OE stands. OE stands are mostly restricted to the lowlands

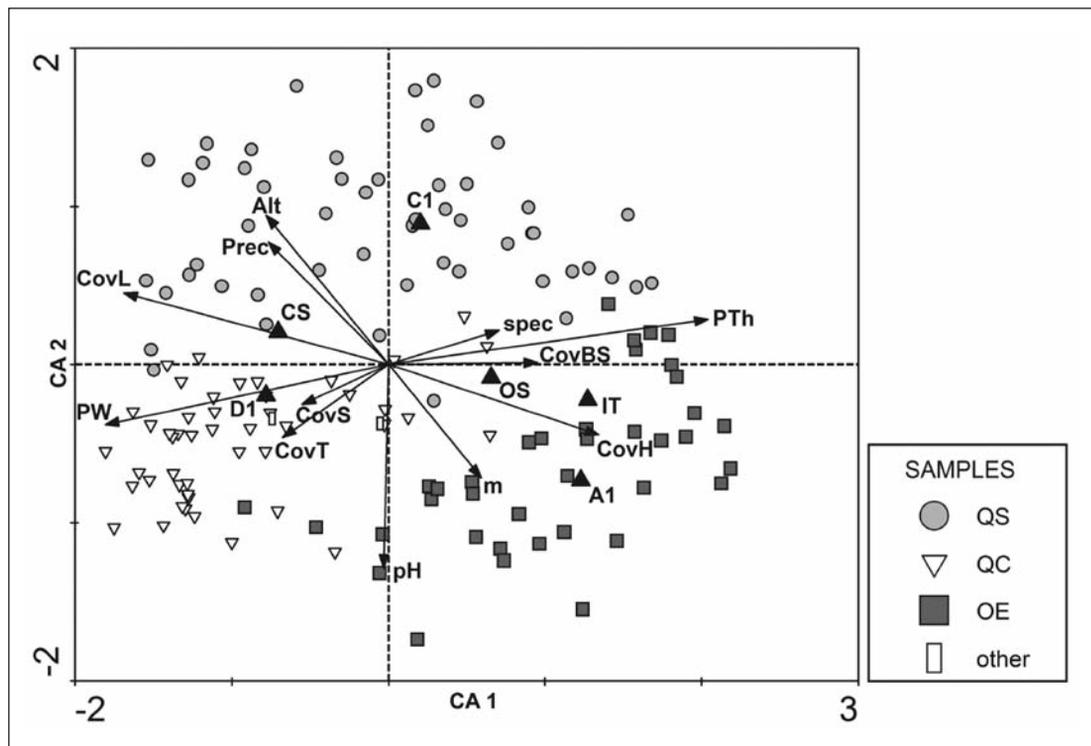


Figure 1 – Plot of a CA (CA-1) of 140 forest and tree stand vegetation plots from 68 sacred sites (Axes 1 and 2) with an overlay of explanatory variables. Number of included species 149 (species with < 5 occurrences excluded). Eigenvalues of Axis 1: 0.52, Axis 2: 0.36, total inertia: 4.98. Only variables with a correlation of > 0.3 (weighted correlation) with at least one of the first two axes are displayed.

Alt – altitude, CovBS – cover bare soil, CovH – cover herbaceous layer, CovL – cover litter layer, CovS – cover shrub layer, CovT – cover tree layer, CS – closed stand, IT – isolated tree, m – mean minimum temperature of coldest month, OS – open stand, pH – pH value, spec – number of species, Prec – mean annual precipitation, PTh – percentage proportion of annual species, PW – percentage proportion of woody species, A1, C1, D1 – landscape sections, QS – *Quercus suber* stands, QC – *Quercus coccifera* stands, OE – *Olea europaea* stands, other – other stands.

Table 1 – Arithmetic mean (\pm SD) and range of different proportions of life forms and cover of litter layer in the forest and tree stand plots of own and reference data (Benabid 1984) and of the total number of plots in own and reference data. CovL – cover of litter layer, n.d. – no data available, PW – proportion of woody species, PP – proportion of perennial species, PTh – proportion of therophytes, QS – Quercus suber stands, QC – Quercus coccifera stands, OE – Olea europaea stands, QS-REF, QC-REF, OE-REF – respective reference stands, own total – total number of plots in own data, ref total – total number of plots in reference data.

Type	n	PW [%]			PP [%]			PTh [%]			CovL [%]		
		mean	min	max	mean	min	max	mean	min	max	mean	min	max
QS	53	32.1 \pm 20.5	3.7	81.3	29.7 \pm 13.4	0.0	57.7	38.1 \pm 24.1	0.0	88.9	60.7 \pm 30.9	1.0	98.0
QC	52	46.1 \pm 22.6	8.0	100.0	30.2 \pm 16.9	0.0	63.0	23.3 \pm 23.2	0.0	80.0	65.8 \pm 27.7	0.0	100.0
OE	33	23.3 \pm 14.5	3.6	60.0	23.2 \pm 13.2	0.0	50.0	52.9 \pm 24.9	0.0	91.7	19.8 \pm 20.0	0.0	60.0
QS-REF	29	72.0 \pm 10.6	50.0	95.0	19.8 \pm 10.4	4.4	40.9	8.2 \pm 6.1	0.0	25.0	n.d.	n.d.	n.d.
QC-REF	40	69.8 \pm 11.3	50.0	100.0	25.6 \pm 10.8	0.0	50.0	4.6 \pm 4.7	0.0	18.8	n.d.	n.d.	n.d.
OE-REF	31	53.0 \pm 8.7	33.3	71.4	36.5 \pm 8.0	13.3	52.9	10.5 \pm 7.4	0.0	29.4	n.d.	n.d.	n.d.
Own total	138*	35.3 \pm 21.9	3.6	100.0	28.4 \pm 15.0	0.0	63.0	36.1 \pm 26.4	0.0	91.7	52.9 \pm 35.2	0.0	100.0
Ref total	100	65.2 \pm 13.2	33.3	100.0	27.3 \pm 11.9	0.0	52.9	7.5 \pm 6.5	0.0	29.4	n.d.	n.d.	n.d.

* The two plots of forest type "other stand" are not included.

Table 2 – Spearman's rho rank correlations for variables directly related to vegetation. Numbers highlighted in grey for correlations \geq 0.5. Bold numbers: correlation not significant (p-value > 0.05). Abbreviations given in Figure 1.

	CovT	CovS	CovH	CovL	CovBS	spec	PW	PTh
Cover of tree layer (CovT)	1.00							
Cover of shrub layer (CovS)	- 0.13	1.00						
Cover of herb layer (CovH)	- 0.31	- 0.34	1.00					
Cover of litter layer (CovL)	0.33	0.24	- 0.74	1.00				
Cover of bare soil (CovBS)	- 0.20	- 0.17	0.33	- 0.58	1.00			
Number of species (spec)	- 0.31	- 0.03	0.38	- 0.27	- 0.01	1.00		
Proportion of woody species (PW)	0.31	0.49	- 0.58	0.54	- 0.34	- 0.50	1.00	
Proportion of therophytes (PTh)	- 0.37	- 0.35	0.56	- 0.58	0.38	0.47	- 0.87	1.00

and are therefore linked to higher m (mean minimum temperature of coldest month) values and lower precipitation, while a part of the QS stands is associated with higher altitude and higher precipitation. Three landscape sections (A1, C1 and D1) correlate more than 0.3 with the first two CA axes. Sacred sites in D1 (predominant bedrock: flysch) are dominated by QC stands. Sacred sites in A1 (littoral sands) are associated with OE stands, while at sacred sites in landscape section C1 (sandstone) QS stands prevail.

Results of CCA-1 are presented in Table 3. The sum of all unconstrained eigenvalues is 4.98 comparable to CA-1; the sum of constrained eigenvalues of the nine chosen variables is 1.38 (28% of total variance explained). All canonical axes were significant according to the Monte Carlo test (F-ratio = 3.183, p-value < 0.001). The CCA identified cover of litter layer as the most important variable with 23.9% of constrained variance explained (0.33 of 1.38). Second most important environmental variable is pH.

Climatic altitude-related parameters represented by mean annual precipitation as well as spatial effects represented by landscape sections A1, C1 and D1 also play an important role, while stand structure type (OS, IT, TG, FE) is less influential. Topographic factors like aspect or slope show no significant influence. The distribution of samples and environmental variables along the first two axes of the CCA ordination plot strongly resembled the one of CA-1 (Figure 1) and is therefore not displayed.

The first and second axis of CA-2 explains 10% and 7.4%, respectively, of the total inertia of 4.88. An identical dominant gradient as in CA-1 is revealed in CA-2. Again, Axis 1 is highly positively correlated with PTh (Figure 2). Samples of own plots (QS, QC, OE, other) are broadly scattered along Axis 1, similar to the ordination diagram of CA-1. Scores of the reference stands (QS-REF, QC-REF, OE-REF) are concentrated on the negative end of Axis 1. In the plane of Axis 1 and Axis 2 the distances between most samples of

Table 3 – Summary of a CCA (CCA-1) of 140 forest and tree stand vegetation plots from 68 sacred sites with selected environmental variables. Correlations between environmental variables and CCA Axis 1 and 2 are given. Lambda A is a measure of the additional variability explained by inclusion of each variable during forward selection. Statistical significance of Lambda A was tested using Monte Carlo Permutation tests with 1000 unrestricted permutations.

Variable	Interset correlation with					
	Axis 1	Axis 2	Lambda A	P	F	
Cover litter layer	-0.790	0.082	0.33	< 0.001	9.90	
pH	0.014	-0.601	0.17	< 0.001	5.13	
Mean precipitation	-0.417	0.319	0.12	< 0.001	4.03	
Cover shrub layer	-0.197	-0.161	0.11	< 0.001	3.47	
Cover tree layer	-0.276	-0.266	0.06	< 0.001	2.09	
Landscape section	landscape section D1	-0.504	-0.270	0.14	< 0.001	4.22
	landscape section C1	0.042	0.563	0.09	< 0.001	3.14
	landscape section A1	0.501	-0.298	0.07	< 0.001	2.14
Stand structure type	opened stand (OS)	0.324	-0.001	0.05	< 0.001	1.72
	forest edge (FE)	0.099	-0.151	0.05	< 0.001	1.83
	isolated tree (IT)	0.414	-0.017	0.05	0.011	1.51
	tree group (TG)	0.165	-0.037	0.04	0.008	1.50
Aspect	northness	-0.151	0.007	0.04	0.013	1.43
	eastness	-0.127	0.081	0.04	n.s.	1.09
Inclination	-0.224	0.056	0.02	n.s.	1.02	
Total variance explained (sum of constrained eigenvalues)			1.38			

n.s. = not significant (p -value > 0.05).

own QC stands and QC-REF stands are short, indicating high floristic affinity. The same can be observed for QS-REF stands and a part of own QS stands, while the other part of QS stands and QS-REF stands are clearly separated from each other on Axis 1. Also, all samples of OE stands and OE-REF stands are separated on Axis 1.

The ordination along Axis 1 of CA-2 reflects the consistently low PTh in reference data (mean = 7.5%, range = 0-29%) in comparison to own data (mean = 36%, range = 0-92%; Table 1). A preliminary analysis revealed that PTh explained 4.8% of the floristic variance (result of a CCA of the 240 plots without annual species; p -value < 0.05), which was about half of the variance explained by the first species axis (10%). The hypothesis that the observed strong floristic differentiation between reference data and own data was based on considerably different PTh could be, however, only partially confirmed. A Mantel test on the distance matrices (Euclidian distance) of the CA of all plots of own and reference data with (CA-2) and without (CA-3) annual species nevertheless revealed a high correlation on the first four CA axes (Mantel statistic r : 0.897, p < 0.001).

PW and PTh were significantly different in a Mann-Whitney U-test (p < 0.001) between own and reference plots, and between the respective forest types of own and reference

plots (e.g. QS versus QS-REF). Only PP was not significantly different (p > 0.05) in all plots of own and reference data as well as in QC stands of own and reference data. The differing life form spectra in own and reference data are illustrated in Figure 3. In reference data lower PW is mostly associated with higher PP, while annuals (PTh) play only a marginal role. In own plots decreasing PW is linked to decreasing PP and increasing PTh.

CCA-1 demonstrated that the influence of certain stand structure types (OS, IT, FE, TG) on the floristic composition of tree stands on sacred sites was marginal (Table 2). A more direct impression of the association of stand structure type with floristic composition was obtained by projecting the according stand structure types on the sample scores of the ordination plot of CA-2 (Figure 4). All samples of the reference data were presumed to belong to stand structure type closed stand (CS). Scores of the CS type are agglomerated on the negative side of Axis 1, where reference data and a part of the own data stands are plotted (see Figure 2). A number of *Quercus suber* stands located on the positive side of Axis 1 also belong to the CS stand structure type. Some stands of own data, which are plotted close to reference data scores on the negative side of Axis 1, belong to the tree group (TG) and forest edge (FE) type. Stands which are distributed along the positive val-

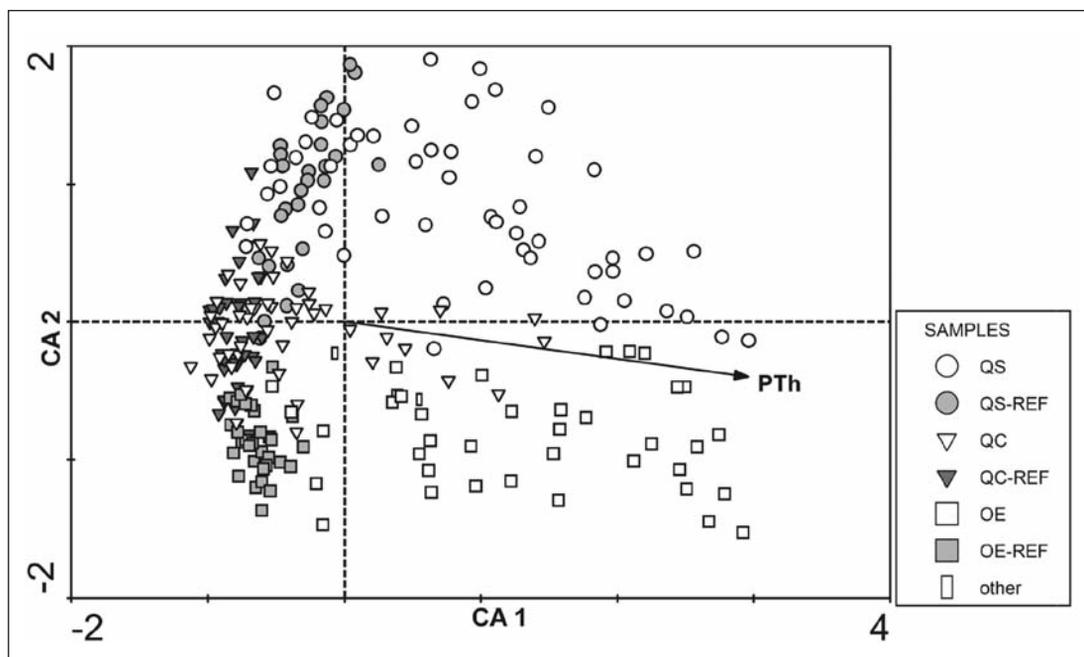


Figure 2 – Plot of a CA (CA-2) of 240 forest and tree stand vegetation plots (Axis 1 and 2) with one overlaid explanatory variable (PTh – proportion of therophytes); 140 plots from own data from sacred sites and 100 from reference literature partly from sacred sites (Benabid 1984, tables 2, 3, 6 therein). Number of included species 189 (species with < 5 occurrences excluded). Eigenvalues of Axis 1: 0.49, Axis 2: 0.36, total inertia: 4.88. Displayed are forest types: QS – Quercus suber stands, QC – Quercus coccifera stands, OE – Olea europaea stands, other – other stands, QS-REF, QC-REF, OE-REF – stands from reference literature.

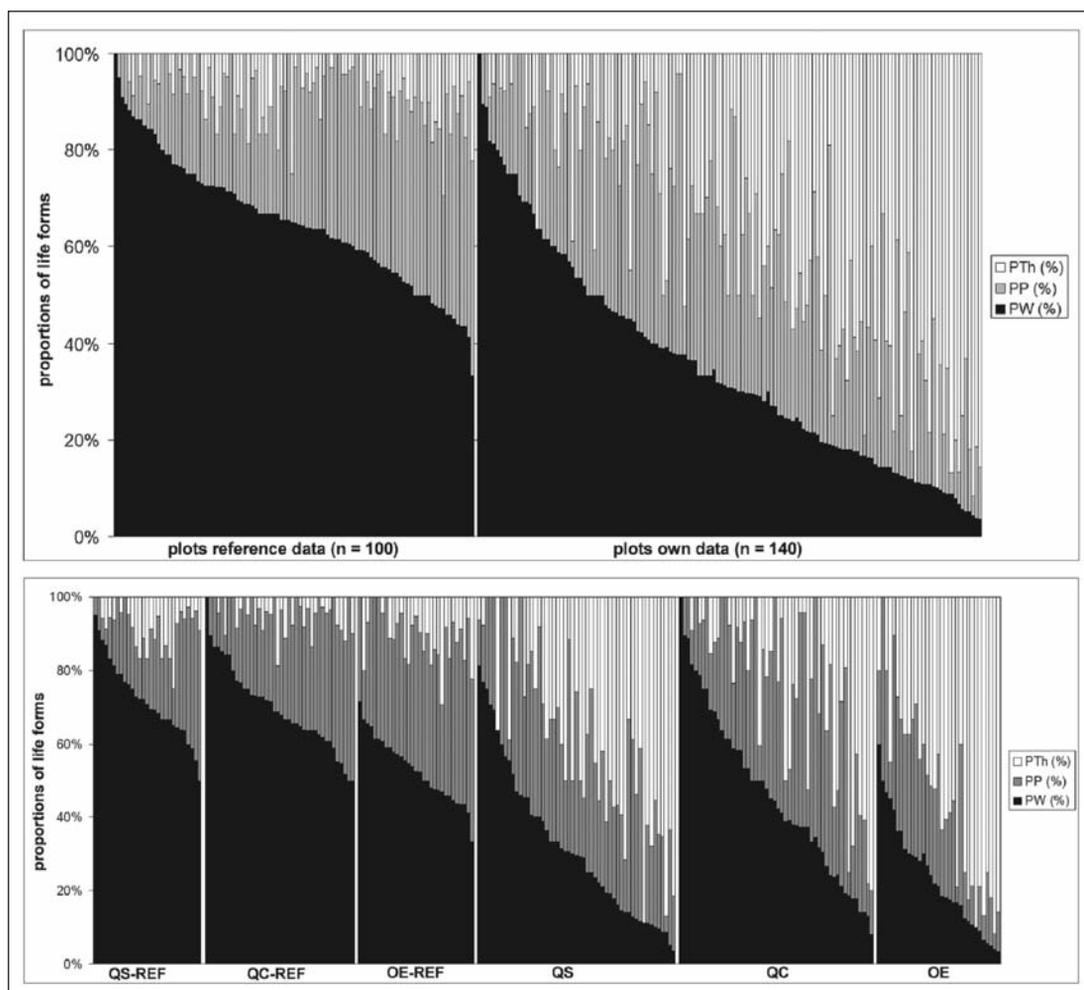
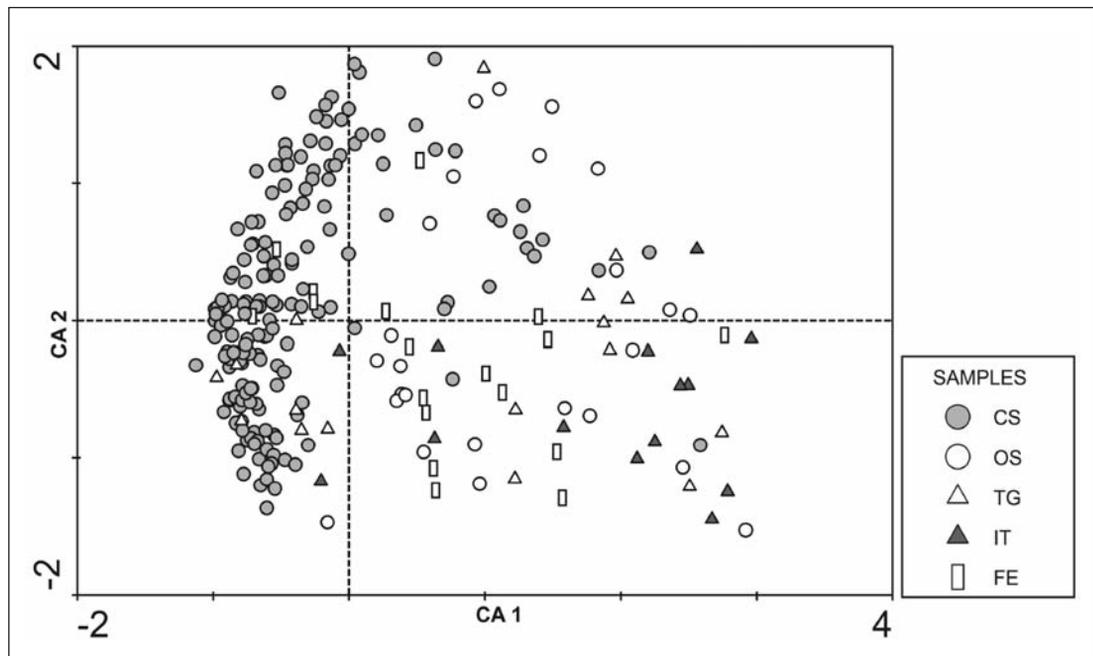


Figure 3 – Proportions of species of different life forms in reference and own vegetation plots. Above: in all plots, below: in all plots distinguished after forest types: PW – proportion of woody species, PP – proportion of perennials, PTh – proportion of therophytes, QS – Quercus suber stands, QC – Quercus coccifera stands, OE – Olea europaea stands, QS-REF, QC-REF, OE-REF – respective reference stands.

Figure 4 – Plot of a CA (CA-2) of 240 forest and tree stand vegetation plots (see Figure 2). Displayed are stand structure types: CS – closed stand, OS – opened stand, TG – tree group, IT – isolated tree, FE – forest edge.



ues on Axis 1 can belong to any of the defined stand structure types. TG, IT, FE or OS do not show a clearly agglomerated pattern as CS. FE is predominantly found in the central part of the ordination plot in OE stands (negative values on Axis 2), while IT is loosely linked to samples scores of OE stands more to the right side of the plot (most positive values on Axis 1, negative values on Axis 2).

Discussion

Findings indicate that the vegetation of less disturbed stands on sacred sites dominated by *Quercus suber* is comparable to that of the best-conserved non-sacred *Quercus suber* forests in the region. They also indicate that at least in the study area lowland *Olea europaea* stands are mostly highly disturbed and floristically distinct from the best conserved stands on sacred sites with *Olea europaea*. *Quercus coccifera* stands on the contrary are for the most part well preserved and floristically near to reference data from other sacred sites. The relative proximity of the reference data sample scores in ordination space in comparison to the highly scattered ordination of own sample scores indicates a higher floristic affinity between reference stands than between own stands.

Indirect and direct ordination of own data illustrates that floristic composition is best explained along a gradient associated with the proportion of annual species (PTh) on the one

hand and the proportion of the litter layer cover on the other hand. An increase of annual species and a decrease of perennial species is part of several global models of grazing effects on vegetation (Díaz *et al.* 2007) and a main characteristic of grazed Mediterranean grasslands (Fernández Alés *et al.* 1993). Analyses of the differences in life form spectra between grazed and un-grazed woodlands of Mediterranean Europe and of Mediterranean regions worldwide indicate similar patterns. In several studies significant differences in annual species proportion between grazed and un-grazed or abandoned woodlands were detected. In grazed woodlands the proportion of annuals was higher (Pettit *et al.* 1995; Debussche *et al.* 2001; Dimopoulos & Bergmeier 2004; Tárrega *et al.* 2009). Nonetheless in some systems no significant differences in annual species proportion between grazed and abandoned sites were detected (Peco *et al.* 2005). Continuous grazing or overgrazing can also lead to a decrease of annuals (Gauquelin *et al.* 1999). Considering own observations as well as the evidence from literature, a high PTh is estimated to be a useful indicator for high grazing intensity in the present study. PTh in turn is inversely correlated with the litter layer cover. A reduction of the litter layer due to grazing was observed in grazed forests in the Mediterranean (Gutman *et al.* 2000; Dimopoulos & Bergmeier 2004). The litter layer can be reduced to zero under heavy grazing by cattle (Gutman *et al.* 2000). Correspondingly, a high cover value of

the litter layer is judged to act as an indicator for low grazing intensity in the present study.

In the examined tree stands of the present study, a reduction of the litter layer was highly correlated with an increasing proportion of annual species and with an increasing coverage of the herbaceous layer, but there was only a weak correlation with tree layer cover (Table 2). In other words, litter layer and perennial and woody species can be gradually replaced by annual species and bare soil under a more or less intact tree cover. This process is called ‘forest therophytization’, and is interpreted as a form of hyperdegradation due to heavy grazing in Mediterranean forests (Barbéro *et al.* 1990; Quézel & Médail 2003). Forest therophytization has to be regarded as a commonly occurring process in the investigated stands on sacred sites. Trees are protected from being felled, but the undergrowth is intensely used, mainly as forage. However, different proportions of annual species in own and reference data could not explain floristic differentiation on their own. This result could be interpreted in the context of forest therophytization. The shift in life form spectra towards annual species might be linked to a disappearance of characteristic woody and perennial species. However, a strictly linear connection should not be expected, because species number increases with increasing PTh (see Table 2). Forest therophytization was most common in *Olea europaea* stands, frequently appeared in *Quercus suber* stands, and was almost never encountered in *Quercus coccifera* stands.

Land use, above all grazing, thus constitutes the main factor explaining floristic variation in the tree stands of the examined sacred sites and between own and reference stands. This is supported by the result of the comparison between own data and reference data. The sample scores of the reference data set, considered as representing the stands least affected in their floristic composition by land use, are poor in annual species and therefore had the most negative values along CA Axis 1. However, it has to be kept in mind that the very strong differences in PTh between own and reference data could at least partly result from different seasonal sampling periods. Therophytes are known to exhibit high intra- and interannual fluctuations in cover and presence due to inter- and intra-annual variations in rainfall patterns in the Mediterranean region (Peco *et al.* 1998).

The second-most important gradient in the analysis was pH, a result confirmed by both indirect and direct ordination. This is not surprising considering that the occurrence of one of the forest types (*Quercus suber* stands) is restricted to lime-free bedrock and acidic soils (Sauvage 1961). Climatic and spatial factors are also important in explaining floristic variation, but they are less influential than land use and pH. Stand structure type is not among the most significant variables in explaining floristic variation, although distinct floristic differences of plots with closed stands (CS) to plots with more open or isolated stands of the other stand structure types (IT, OS, FE, TG) are detectable. However, neither IT, OS, FE or TG alone is associated with floristic patterns displayed in the CA diagram. On the contrary, the position of sample scores of the different stand structure types in ordination space indicates a considerable floristic affinity. This implies that *e.g.* the ground vegetation under an isolated tree could be similar to the ground vegetation under an opened stand of considerable size. Nevertheless, heavily grazed stands of the different forest types are still distinguishable from each other according to their floristic composition in the CA along Axis 2, which represents the pH gradient. In other words, even in heavily grazed *Quercus suber* and *Olea europaea* stands a ‘characteristic’ species composition is developed in the surveyed sacred sites, presumably due to the different acidity of the soil.

Although the presented results contribute to our knowledge about the vegetation of sacred sites in Morocco, some questions remain open. Undoubtedly the conservational value of sacred sites with *Quercus coccifera* as examples of near-natural forests is high (Benabid 1984; Deil *et al.* 2009). However, the more disturbed character of most of the *Olea europaea* stands and part of the *Quercus suber* stands does not imply a negative evaluation of their conservational value. In northern Morocco, forests with non-cultivated *Olea europaea* constitute a strongly endangered vegetation type mostly restricted to sacred sites, just like *Quercus coccifera* forests (Benabid 1984). Even small, grazed woodland patches on sacred sites can play an important role as species refuges and seed source for forest restoration in areas which have been completely deforested elsewhere (Aerts *et al.* 2006). They can provide important information about the former vegetation, and in deforested mountainous regions they also serve as

indicators for the potential timberline (Miehe *et al.* 2008). Finally, even singular trees can shelter a rich fauna. The faunistic value of isolated trees (stand structure type IT) in the Mediterranean in general is estimated as being high (Grove & Rackham 2001).

Acknowledgements

This study is part of a project supported by the German Research Foundation (DFG, Az. DE 402/6-1) and by the German Federal Ministry of Economic Cooperation and Development (BMZ). Thanks to Lahsen Jahouer, Khadija Fateh and Vlad Tataru for their help in the field, and to Moroccan project coordinator Prof. Allal Mhamdi (IAV Rabat) for his support in any matters of organisation.

Thanks to Michael Rudner (University of Freiburg) for valuable help with statistical matters.

References

- Aerts R., Van Overtveld K., Haile M., Hermy M., Decckers J. & Muys B., 2006. Species Composition and Diversity of Small Afromontane Forest Fragments in Northern Ethiopia. *Plant Ecology* 187: 127-142.
- Ajbilou R., Marañón T. & Arroyo J., 2006. Ecological and biogeographical analyses of Mediterranean forests of northern Morocco. *Acta Oecologica* 29: 104-113.
- Barbéro M., Bonin G., Loisel R. & Quézel P., 1990. Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of the mediterranean basin. *Vegetatio* 87: 151-173.
- Benabid A., 1984. *Étude phytoécologique des peuplements forestiers et préforestiers du Rif centro-occidental (Maroc)*. Travaux de l'Institut scientifique, Série botanique 34 : 1-64.
- Bhagwat S.A. & Rutte C., 2006. Sacred Groves: potential for biodiversity management. *Frontiers of Ecology and the Environment* 4: 519-524.
- Boraiah K.T., Vasudeva R., Bhagwat S.A. & Kushalappa C.G., 2003. Do informally managed sacred groves have higher richness and re-generation of medicinal plants than state-managed reserve forests? *Current Science* 84: 804-808.
- Braun-Blanquet J., 1964. *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. Wien, Springer Verlag., 865 p.
- Byers B.A., Cunliffe R. & Hudak A.T., 2001. Linking the conservation of culture and nature: a case study of sacred forests in Zimbabwe. *Hum. Ecol.* 29: 187-218.
- Campbell M.O., 2004. Traditional forest protection and woodlots in the coastal savannah of Ghana. *Environmental Conservation* 31: 225-232.
- Dafni A., 2006. On the typology and the worship status of sacred trees with a special reference to the Middle East. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 2: 26 (published on the internet; doi:10.1186/1746-4269-2-26).
- Debussche M., Debussche G. & Lepart J., 2001. Changes in the vegetation of *Quercus pubescens* woodland after cessation of coppicing and grazing. *J. Veg. Sci.* 12: 81-92.
- Deil U., 2003. Holy forests in Northern Morocco – A Materialization of the Noosphere in the Biosphere. *Bocconea* 16: 897-904.
- Deil U., Culmsee H. & Berriane M., 2005. Sacred groves in Morocco – a society's conservation of nature for spiritual reasons. *Silva Carelica* 49: 185-201.
- Deil U., Culmsee H. & Berriane M., (2008). Sacred groves in Morocco – vegetation mosaic and biological values. In: Sheridan M.J. & Nyamweru C. (eds): *African Sacred Groves: Ecological Dynamics and Social Change*. James Currey, Oxford: 87-102.
- Deil U., Frosch B., Jäckle H., Mhamdi A. & Achhal A., 2009. A geobotanical analysis of forest patches on sacred sites in Northern Morocco. *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 21: 174-195.
- Díaz S., Lavorel S., McIntyre S., Falczuk V., Casanoves F., Milchunas D.G., Skarpe C., Rusch G., Sternberg M., Noy-Meir I., Landsberg J., Zhang W., Clark H. & Campbell B.D., 2007. Plant trait responses to grazing – a global synthesis. *Global Change Biology* 13: 313-341.
- Demdam H., Taïqui L. & Seva E., 2008. Vers une base de données spatiales des sites sacrés de la province de Tétouan (nord du Maroc). Apport de la Cartographie officielle. *Mediterranea* 19 : 9-68.
- Dimopoulos P.D. & Bergmeier E., 2004. Wood pasture in an ancient submediterranean oak forest (Peloponnese, Greece). *Ecol. Medit.* 30: 137-146.
- Dudley N., Higgins-Zogib L. & Mansourian S., 2006. *Beyond belief: linking faiths and protected areas for biodiversity conservation*. WWF and Alliance of Religions and Conservation, Gland, 143 p.
- Emberger L., 1939. Aperçu général sur la végétation du Maroc. Commentaire de la carte phytogéographique du Maroc 1: 1500000. *Veröff. Geobot. Inst. Rübel Zürich* 14: 40-157.
- Fernández Alés R., Laffarga J.M. & Ortega F., 1993. Strategies in Mediterranean Grassland Annuals in Relation to Stress and Disturbance. *J. Veg. Sci.* 4: 313-322.
- Gauquelin T., Bertaudière V., Montès N., Badri W. & Asmode J.F., 1999. Endangered stands of thuriferous juniper in the western Mediterranean basin: ecological status, conservation and management. *Biodiversity and Conservation* 8: 1479-1498.
- Grove A.T. & Rackham O., 2001. *The Nature of Mediterranean Europe: An Ecological History*. New Haven, Yale University Press, 384 p.
- Gutman M., Henkin Z., Holzer Z., Noy-Meir I. & Seligman N.G., 2000. A case study of beef-cattle grazing in a Mediterranean-type woodland. *Agroforestry Systems* 48: 119-140.
- Hammi S., Simonneaux V., Alifriqui M., Auclair L. & Montès N., 2007. Évolution des recouvrements forestiers et de l'occupation des sols entre 1964 et 2002 dans la haute vallée des Ait Bouguemez (Haut Atlas central, Maroc). *Sécheresse* 18 : 271-277.
- Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G. & Jarvis A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.

- Ito S., 1991. Species turn over and diversity patterns along an evergreen broadleaved forest coenocline. *J. Veg. Sci.* 2: 477-484.
- Jäckle H. & Froesch B., 2008. Die Bedeutung von Heiligen Hainen in Nordmarokko für die regionale Bio- toptypen- und Artenvielfalt. *Treffpunkt Biologische Vielfalt* 8: 155-160.
- Jamir S.A. & Pandey H.N., 2003. Vascular plant diversity in the sacred groves of Jaintia Hills in northeast India. *Biodiversity and Conservation* 12: 1497-1510.
- Khumbongmayum A.D., Khan M.L. & Tripathi R.S., 2005. Sacred groves of Manipur, northeast India: biodiversity value, status and strategies for their conservation. *Biodiversity and Conservation* 14: 1541-1582.
- Mgumia F.H. & Oba G., 2003. Potential role of sacred groves in biodiversity conservation in Tanzania. *Environmental Conservation* 30: 259-265.
- Miehe G., Miehe S., Will M., Opgenoorth L., Duo L., Dorgeh T. & Liu J., 2008. An inventory of forest relicts in the pastures of Southern Tibet (Xizang A.R., China). *Plant Ecology* 194: 157-177.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H. & Wagner H., 2009. Vegan: Community Ecology Package. Package version 1.15-4. URL <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/softhelp/vegan.html>
- Peco B., Espigares T. & Levassor C., 1998. Trends and Fluctuations in Species Abundance and Richness in Mediterranean Annual Pastures. *Applied Vegetation Science* 1: 21-28.
- Peco B., de Pablos I., Traba J. & Levassor C., 2005. The effect of grazing abandonment on species composition and functional traits: the case of dehesa grasslands. *Basic and Applied Ecology* 6: 175-183.
- Petersen U., 2007. *Floristisch-strukturelle und standörtliche Differenzierung der Vegetation der Marabout-Friedhöfe im Vergleich zur Weidelandschaft im Westlichen Anti-Atlas (Marokko)*. Diploma Thesis University of Goettingen (unpublished), 104 p.
- Pettit N.E., Froend R.H. & Ladd P.G., 1995. Grazing in Remnant Woodland Vegetation: Changes in Species Composition and Life Form Groups. *J. Veg. Sci.* 6: 121-130.
- Quézel P. & Médail F., 2003. *Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier, (collection Environnement), Paris, 570 p.
- Ramanujam M.P. & Cyril K.P.K., 2003. Woody species diversity of four sacred groves in the Pondicherry region of South India. *Biodiversity and Conservation* 12: 289-299.
- R Development Core Team, 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>
- Salick J., Amend A., Anderson D., Hoffmeister K., Gunn B. & Fang Z., 2007. Tibetan sacred sites conserve old growth trees and cover in the eastern Himalayas. *Biodiversity and Conservation* 16: 693-706.
- Sauvage C., 1961. *Recherches géobotaniques sur les subéraies marocaines*. Travaux de l'Institut scientifique chérifien : Série botanique 21, 462 p.
- Sauvage C., 1963. Étages bioclimatiques. Notices explicatives. In : *Atlas du Maroc*, sect. II, pl. n° 6b. Rabat, 44 p.
- Schaaf T. & Lee C. (eds), 2006. Conserving Cultural and Biological Diversity: The Role of Sacred Natural Sites and Cultural Landscapes. *Proceedings of the Tokyo Symposium* (30 May-2 June 2005). Unesco, 341 p.
- Sukumaran S., Jeeva S., Raj A.D.S. & Kannan D., 2008. Floristic diversity, conservation status and economic value of miniature sacred groves in Kanyakumari District, Tamil Nadu, Southern Peninsular India. *Turk. J. Bot.* 32: 185-199.
- Taïqui L., Seva E., Román J.L. & R'Ha A., 2005. Los bosquetes de los khaloa (morabitos) del Rif, Atlas Medio y región del Sus de Marruecos. *Ecosistemas* 14: 31-41.
- Taïqui L., Bensalah H. & Seva E., 2009. La conservation des sites naturels sacrés au Maroc : est-elle incompatible avec le développement socio-économique ? *Mediterranea* 20 : 1-46.
- Tárrega R., Calvo L., Taboada Á., García-Tejero S. & Marcos E., 2009. Abandonment and management in Spanish dehesa systems: Effects on soil features and plant species richness and composition. *Forest Ecology and Management* 257: 731-738.
- ter Braak C.J.F. & Šmilauer P., 2002. *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, 500 p.
- Tiwari B.K., Barik S.K. & Tripathi R.S., 1998. Biodiversity value, status and strategies for conservation of sacred groves of Meghalaya, India. *Ecosystem Health* 4: 28-32.

Analyse phytoécologique des groupements à thuya (*Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters) et à chêne vert (*Quercus rotundifolia* Lam.) dans les monts de Tlemcen (Algérie occidentale)

Phytoecological analysis of plant communities with thuja (Tetraclinis articulata (Vahl) Masters) and holm oak (Quercus rotundifolia Lam.) in the Mountains of Tlemcen (Western Algeria)

Mohammed Ali BENABDELLAH^{1*},
Sidi Mohamed AMRANI¹,
Ahmed ELHAITOUM¹ & Sébastien OLLIER²

1. Département de biologie, Laboratoire d'écologie végétale, Faculté des sciences de la nature et de la vie et des sciences de la terre et l'univers, Université Abou Bekr Belkaid Tlemcen, Algérie

2. Laboratoire écologie, systématique et évolution, Université Paris-Sud XI, 91405 Orsay, France (sebastien.ollier@u-psud.fr)

* Auteur pour correspondance :
ali.univ@yahoo.fr – Tél. (+213) 05 56 92 15 96

Résumé

Ce travail est consacré à l'étude floristique des groupements à thuya et à chêne vert dans les monts de Tlemcen. Nous avons mené de front une étude floristique et pédologique sur six stations présentant des caractéristiques géographiques et climatiques différentes. L'étude de la végétation a été réalisée par une démarche typiquement phytoécologique dont les formations végétales rencontrées offraient une grande diversité : 271 espèces ont été identifiées. Les chênaies vertes et les Tetraclinaies sont les formations forestières naturelles les plus représentatives et les plus diversifiées de l'aire d'étude. L'interprétation de la structure et de l'architecture du tapis végétal, mise en évidence par une analyse factorielle des correspondances, a révélé des modifications de la flore le long d'un gradient dynamique constitué par la forêt – préforêt –, le matorral et la pelouse. Cependant, six stations différentes du point de vue physiologique mais également en termes de fertilité du sol sont identifiées. L'analyse a mis en évidence les principaux facteurs écologiques en cause.

Ainsi l'altitude qui exprime le mieux les variantes du bioclimat s'est révélée être un facteur écologique très discriminant, en séparant clairement les communautés des forêts de celles des montagnes. Au niveau des zones de basse altitude, la fertilité et la perturbation anthropique jouent un rôle déterminant dans la distribution des communautés végétales à matorral. En conclusion, l'étude souligne l'intérêt remarquable que présente la végétation des monts de Tlemcen, du point de vue de leurs significations écologiques, biogéographiques et évolutives ainsi qu'en matière de potentialités édaphiques. Vu l'importance de la dégradation dans cette zone qui est d'origine humaine et climatique, il est nécessaire de mettre en place une politique de conservation de ce patrimoine forestier.

Summary

This work is devoted to the floristic study of groups of thuja and holm oak in the Mountains of Tlemcen. We carried out a floristic and pedological study on six stations, presenting the dif-

Mots clés : monts de Tlemcen (Ouest algérien), phytoécologie, *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters et *Quercus rotundifolia* Lam., bioclimat, sol, impact anthropozoogène.

Key words : Mountains of Tlemcen (Western Algeria), phytoecology, *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters and *Quercus rotundifolia* Lam., bioclimate, soil, anthropozoogene.

ferent geographical and climatic characteristics. The study of the vegetation was carried out by a typically phytoecological procedure of which vegetable formations offered a great diversity: 271 species were identified. The green oak and *Tetraclinia* are the natural forest formations that are most representative and most diversified on the surface of study. The interpretation of the structure and architecture of the vegetable carpet, which is highlighted by a factorial analysis of the correspondences, has revealed modifications of the flora along a dynamic gradient that is consisted of the forest – pre-forest – matorral and the lawn. Thus, we focused on six different stations from the physiognomical point of view, but also in terms of fertility of the soil. The analysis highlighted the main ecological factors in question. Thus, the altitude that best expresses the alternatives of the bioclimat is revealed to be a very discriminant ecological factor, by clearly separating the communities of mountains forests. On the level of the zones of low altitudes, fertility, and the anthropic disturbance play a role determining in the distribution of the vegetable communities. To conclude, the study underlines the remarkable interest, which presents the vegetation of the Mountains of Tlemcen, from their ecological point of view, biogeographic and evolutionary significances, as well as edaphic potentials. Considering the importance of degradation in this zone, which is of human and climatic origin, it is necessary to carry out a policy of conservation of this forest inheritance.

Introduction

Les monts de Tlemcen offrent un modèle d'étude très intéressant par la diversité des paysages et la remarquable répartition de la couverture végétale conditionnées par un nombre important de facteurs écologiques (Tinthoin 1948). Cette végétation est soumise à une dégradation continue d'année en année, qui se traduit par une perturbation de l'équilibre écologique, due le plus souvent à une action conjuguée du climat et de l'homme. Ce dernier s'est contenté d'exploiter un capital, à première vue, inépuisable (Quézel 1976).

Aborder l'étude de tels écosystèmes, dans la région sud-méditerranéenne, c'est en fait penser toujours à l'impact de l'homme, à ses actions néfastes surtout « naturellement son action destructrice se fait sentir dans les zones limites les plus fragiles, au moment d'années sèches ou de séries d'années sèches » (Huetz De Lempis 1970). À ce sujet et pour ce qui est des limites septentrionales, des travaux descriptifs ou analytiques ont été réalisés au cours des dernières décennies : Quézel (1964), Guinochet (1980), Alcaraz (1982), Hadjadj Aoul

(1995), Dahmani (1997) dans le sud de l'Oranie. Ces auteurs ont montré que du point de vue phytoécologique et phytogéographique, l'Algérie occidentale et plus particulièrement en Oranie, les forêts présentent actuellement un faciès dégradé avec une dynamique accélérée due en grande partie à la pression anthropique. La situation actuelle de la propriété forestière algérienne se présente comme l'une des plus critiques dans la région méditerranéenne (Ikermoud 2000). En effet, la persistance des facteurs destructifs tels que les incendies (1870-1995 : 920 947 ha), le surpâturage, les défrichements et les attaques parasitaires, ne fait qu'accentuer le processus de dégradation du système forestier en place, avec une destruction des réserves forestières estimée de 45 000 à 50 000 ha/an (Mezali 2003). Ajouter à cela la construction, les coupes illicites, la mentalité et les habitudes des populations autochtones qui vivent à leur contact (Missoumi *et al.* 2002).

L'objectif de cette étude est de donner l'état actuel du couvert végétal et notamment celui des formations forestières existantes actuellement dans les monts de Tlemcen, région dans laquelle les deux espèces *Tetraclinis articulata* (= *Callitris articulata* (Vahl) Link) et *Quercus rotundifolia* (= *Q. ilex* var. *ballota* (Desf.) AC.) sont particulièrement importantes. Nous avons essayé de les caractériser du point de vue floristique, climatique et pédologique, en relation avec les différents facteurs anthropozoïques. L'objectif de notre étude est donc de mettre en balance ces différents facteurs afin de mieux comprendre en quoi ils interviennent dans la structuration et l'évolution de cette végétation. Autrement dit essayer de dégager les grandes structures actuelles de végétation dans notre zone d'étude, vu l'importance de ces dernières à l'égard des problèmes posés sur la conservation et l'utilisation de ces milieux. D'autre part, les études antérieures focalisées sur différentes structures de végétation à des échelles spatiales importantes, notamment sur l'Oranie, dont certaines régions n'ont pas fait l'objet d'étude en raison de l'étendue des monts de Tlemcen.

À l'échelle de la région méditerranéenne, notamment dans les pays voisins, plusieurs travaux ont été abordés sur la végétation de cette zone, qui est sensible aux différents facteurs de dégradation : au Maroc (Quézel *et al.* 1992 ; Benabid 1977 ; Fenanne 1988, 2003 ; Aafi *et al.* 2005), en Tunisie (El-Hamrounie 1992) et en Espagne (Rivas-Martinez, Costa & Izco 1984).

Site et méthodes

Site d'étude

Les monts de Tlemcen sont situés dans la partie occidentale de la chaîne tellienne dont ils présentent les altitudes les plus élevées avec en moyenne 900 à 1 000 m d'altitude, culminant à 1 843 m au Djebel Tenouchfi situé au sud-ouest des monts (Doumergue, 1910). Les monts présentent des versants assez pentus et dissymétriques, les pentes dépassant parfois les 30 %. Sur le plan géologique, le massif des monts de Tlemcen est assez homogène et formé essentiellement de calcaires et de dolomies, dont le substrat appartient à la série carbonatée du jurassique supérieur (Benest, 1985). Le territoire d'étude est localisé entre 34° 65' à 34° 39' de latitude N et 1° 3' à 1° 35' de longitude W (figure 1). Cette région englobe les agglomérations suivantes : Terny, Ain Ghoraba, Beni-bahdel, Sebdoou et O. Mimoun. La superficie totale de la zone est d'environ 35 298 ha, dont 3 707 ha ont fait l'objet d'un inventaire floristique sur six stations, pour mieux caractériser la végétation de cette zone et découvrir leurs caractéristiques structurales et dynamiques (figure 2).

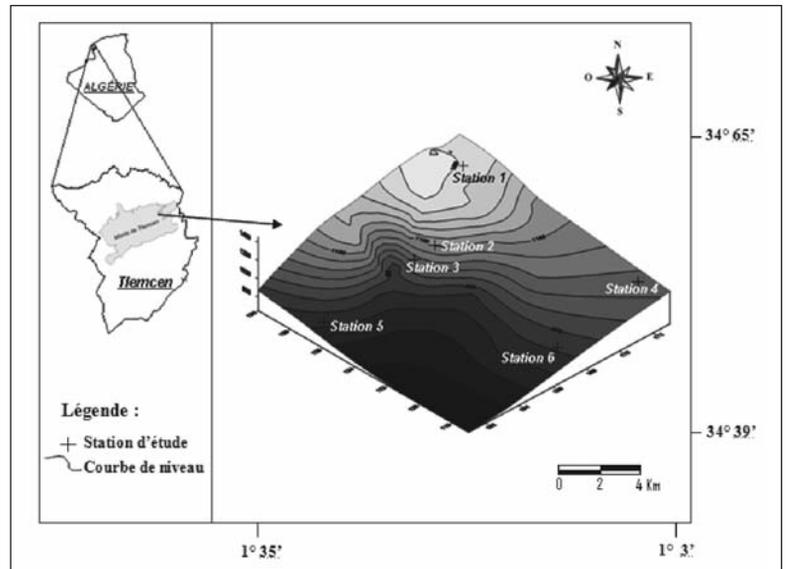


Figure 1 – Modèle numérique de terrain de la zone d'étude (monts de Tlemcen).

Figure 1 – Digital model of the ground in the zone of study (Mountains of Tlemcen).

Notre zone d'étude fait partie du domaine maghrébin-méditerranéen, il se retrouve dans le secteur oranais, du sous-secteur O3 : Atlas tellien, et ce selon la subdivision biogéographiques de l'Algérie du Nord d'après Quézel et Santa (1962-1963).

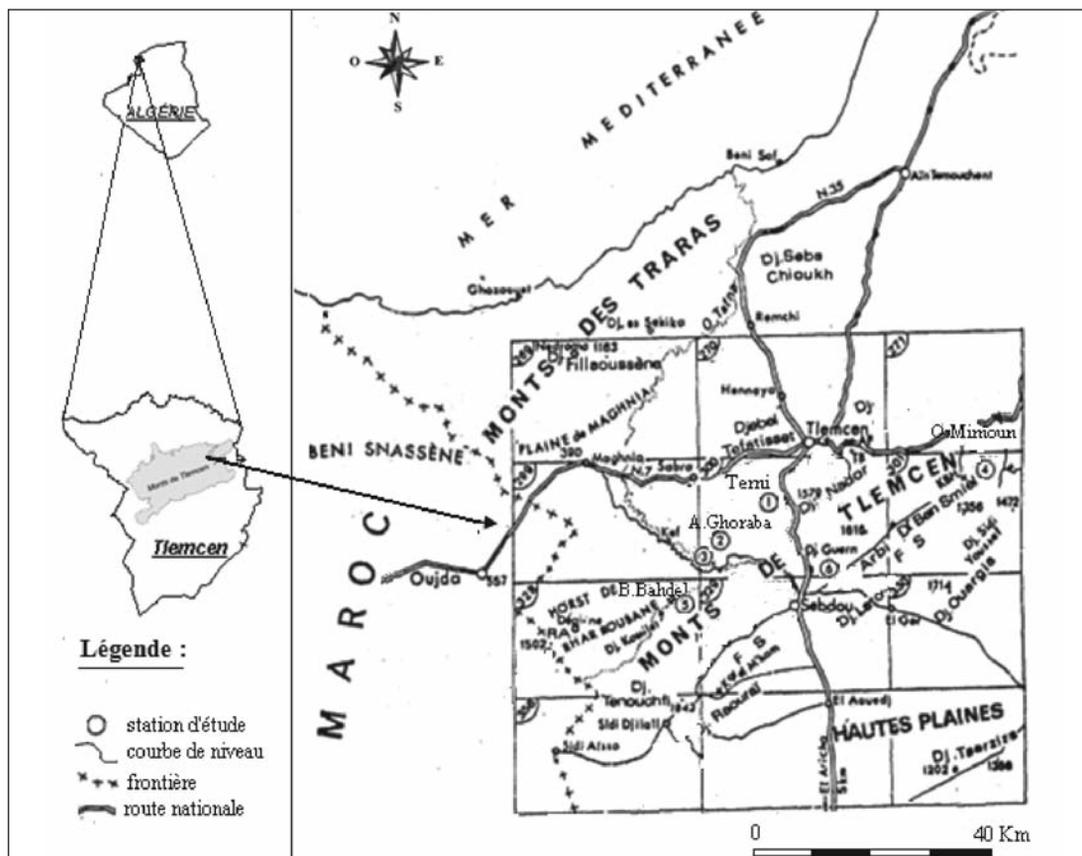


Figure 2 – Localisation de la zone d'étude (monts de Tlemcen).

Figure 2 – Localization of the zone of study (Mountains of Tlemcen).

Source : ANAT

Méthodes

Pour caractériser le climat de notre zone d'étude, nous avons choisi des stations météorologiques, l'Office météorologique algérien (OMA), qui se trouvent à proximité des stations d'étude, dans un souci de bien cerner les influences climatiques zonales sur les conditions locales. D'après les données fournies par l'Agence nationale des ressources hydriques (ANRH) à deux périodes différentes (tableau 1), nous pouvons comparer la période ancienne (1913-1938) et la période récente (1975-2008).

Les données floristiques et pédologiques ont été relevées au niveau de six stations suivant un échantillonnage subjectif, en raison de l'étendue du territoire à étudier et de l'hétérogénéité des connaissances acquises sur la végétation et le milieu naturel. Il s'agit en fait d'une méthode de reconnaissance qualitative rapide (Daget 1989). En effet, diverses situations écologiques, oro-topographiques et des types de formation ont été pris en compte, en vue d'un échantillonnage représentatif. La station 1 dite tesser Mramet est localisée dans la commune de Terny ; la station 2 dite El-Hamri et la station 3 dite Sguifa sont localisées dans la commune de Ain Guoraba ; la station 4 est située dans la commune d'Ouled Mimoun au lieu dit Mendjel ; la station 5 est localisée dans la commune de Beni-Bahdel, au lieu dit Djemb El-Kelakh et enfin la dernière station 6 se situe dans la commune de Sebdou au lieu dit El-Guern. Dans chacune de ces stations, on a réalisé 20 relevés floristiques et 1 profil pédologique. Couvrir l'ensemble des monts aurait été beaucoup mieux

pour résoudre cette problématique mais, le plus souvent, l'inaccessibilité aux stations et surtout le défaut des moyens logistiques nous ont contraints de limiter au minimum notre champ d'action, tout en essayant de garder au mieux une certaine fiabilité et un cadre de représentativité à nos stations.

L'inventaire floristique a été réalisé suivant la méthode phytosociologique Zuricho-Montpelliéraine (Braun-Blanquet 1951). Les 120 relevés ont été réalisés avec une aire minimale allant de 60 à 100 m², considérée comme suffisamment représentative dans des formations méditerranéennes (Djebaili 1984 ; Aime *et al.* 1986 ; Fennane 2003). Le recensement des espèces a été effectué au cours du printemps 2008, période durant laquelle la plupart des espèces pérennes sont en fleurs et où le plus grand nombre d'éphémères apparaissent. Pour chaque relevé, on a enregistré le coefficient d'abondance par espèce. Les taxons non reconnus sur le terrain ont été identifiés au laboratoire d'écologie végétale. La nomenclature utilisée s'appuie sur la flore de Quézel & Santa (1962-1963). Des compléments d'identification ont été utilisés pour certaines espèces d'après les travaux récents sur le nord du Maroc (Valdés *et al.* 2002). Pour traiter les stations, les espèces recensées ont été renseignées par leur type biogéographique (Quézel Santa 1962-1963) et leur type biologique au sens de Raunkiaer (1934) d'après diverses sources (Nègre 1962 ; Dahmani 1997 ; Fennane *et al.* 1999, 2007 ; Blanca *et al.* 2009) et nos propres observations.

L'étude écologique s'intéresse avant tout à l'action de l'homme sur la végétation (Qué-

Tableau 1 – Situation bioclimatique des cinq communes sur lesquelles sont situées les stations.

Table 1 – Bioclimatic situation of the four communes on which the stations are located.

Stations	Période	P (mm)	T (°C)	M (°C)	m (°C)	Q2	Étage bioclimatique
Mefrouche	A _n *	681,83	14,07	29,07	3,96	93,72	Humide inférieur à hiver tempéré
	N	624	14,25	30,68	2,28	75,85	Subhumide moyen à hiver frais.
Ain Ghoraba	A _n *	577,501	15,52	31,63	4,73	73,67	Subhumide moyen à hiver tempéré
	N	517,24	15,73	32,17	2,7	60,39	Subhumide inférieur à hiver frais.
O. Mimoun (ex-Lamoricière)	A _n	509	16,56	31,5	5,4	58,14	Semi-aride supérieur à hiver tempéré.
	N	416,75	16,71	34,46	3,51	46,08	Semi-aride moyen à hiver tempéré.
Beni-Bahdel	A _n *	542	17,23	34,2	5,2	63,80	Subhumide inférieur à hiver tempéré
	N	424,78	17,34	34,27	3,49	47,25	Semi-aride moyen à hiver tempéré.
Sebdou	A _n	326	15,54	33,9	1,3	34,38	Semi-aride inférieur à hiver frais.
	N	274,5	15,98	35,96	3,62	28,97	Semi-aride inférieur à hiver tempéré (à la limite de l'aride).

An : ancienne période 1913-1938, mesures réelles (Seltzer, 1946) ; A_n* : ancienne période 1913-1938, estimations (Gharzouli, 1977).
 N : nouvelle période 1975-2008 (ANRH).
 Stations l'OMA : Office météorologique algérien.

zel 1976 ; Bouazza *et al.* 2001). Pour cela, il est important de signaler les principaux facteurs qui peuvent influencer sur l'état du couvert végétal, notamment sur leur dégradation et ce afin de nous permettre de justifier nos résultats floristiques et pédologiques. Les impacts anthropiques comme l'intensité du pâturage, de l'incendie et de la coupe du bois ont été estimés à l'échelle de la zone d'étude, en se basant sur des observations de terrain et des informations récoltées auprès des services publics concernés, Conservation des forêts de Tlemcen (CFT), Direction des services agricoles (DSA), Direction de la planification et d'aménagement du territoire (DPAT)....

Les principales communautés végétales ont été mises en évidence par l'analyse factorielle des correspondances (AFC) (Benzecri 1973) mise en œuvre avec le logiciel R (Ihaka & Gentleman 1996). L'objectif était de définir la typologie des communautés végétales (Guinochet 1973 ; Ramade 2003) à travers l'individualisation des groupements végétaux puis d'étudier les relations entre espèces végétales et variables environnementales. Nous avons réalisé par la suite une analyse canonique des correspondances ou ACC (Canonical Corres-

pondence Analysis ou CCA en anglais), pour nous faciliter l'interprétation qui est basée sur la signification écologique des axes. Cette méthode statistique a été développée dans le but de permettre aux écologues de relier les abondances d'espèces à des variables environnementales (Ter Braak 1986). La représentation graphique de l'ACC (figure 5, p. 106) permet de visualiser simultanément les objets (dans notre cas les espèces floristiques), les relevés et les variables pédologiques.

En parallèle de cette analyse floristique, nous avons essayé de préciser la nature des substrats. Sur chacun des 6 profils nous avons mené une analyse physico-chimique au laboratoire des travaux publics d'Ouest, siège « Abou-tachfine » Tlemcen, Algérie (LTPO). Les méthodes utilisées sont celles exposées par Aubert (1978) dans son manuel d'analyse des sols, modifiée par Valla (1984). L'analyse granulométrique a été réalisée suivant la méthode de Casagrande (1934). Dans le cas des analyses chimiques nous avons pris en considération les paramètres suivants : le pH, le calcaire total et le carbone organique (tableau 2).

Tableau 2 – Caractéristiques physico-chimiques des sols.
Table 2 – Physicochemical characteristics of the Soils.

Station (commune)	FD. Tesser Mramet (Terny)			El-Hamri (Ain Ghoraba)		Seguifa (Ain Ghoraba)			Mendjel (Ouled Mimoun)		Djemb El-Kelakh (Beni-Bahdel)		Djorf El-Guern (Sebdou)	
Profil	1			2		3			4		5		6	
Horizons	A1	Bt1	Bt2	A1	Bt	A1	(B)	(B)C	A1	(B)C	A(B)	(B)	A1	B
Profondeur en cm	0-20	20-70	70-110	0-15	15-45	0-11	11-25	25-50	0-15	15-40	0-10	10-40	0-25	25-60
Roche mère	Grès-calcaire			Dolomie		Dolomie			Marno-calcaire		Calcaire		Calcaire	
Échantillon	1	2	3	4	5	6	7	8	10	11	12	13	14	15
Granulométrie (%)														
Sable	69,4	49,02	45,98	34,05	21,15	22,06	36,8	17,39	26,81	22,10	46,82	18,4	40,03	19,77
Limon	24,05	34	24	52,26	44,2	62,23	33,05	32,53	39,04	38,29	36,94	33	35,92	30,1
Argile	6,55	16,98	30,02	13,69	34,65	15,71	30,15	50,08	34,15	39,61	16,24	48,6	24,05	50,13
Texture	S	LS	AL	LS	AL	LA	AL	A	LA	AL	LS	A	LS	A
Structure	Parti-culaire	Grume-leuse	Subpoly-drique	Grume-leuse	Poly-drique	Grume-leuse	Poly-drique	Poly-drique	Grume-leuse	Poly-drique	Grume-leuse	Poly-drique	Grume-leuse	Poly-drique
pH	7,2	7,4	7,7	7,6	7,8	7,9	7,8	7,6	7,4	7,7	7,8	8,1	7,9	8,2
Appréciation	Neutre	Neutre	Basique	Basique	Basique	Basique	Basique	Basique	Basique	Basique	Basique	Basique	Basique	Basique
Humidité	8,74	11,7	16,37	10,2	14,81	7,93	9,11	12,37	9,7	13,4	7,79	11,31	7,82	8,91
CaCO ₃ (%)	0,18	0,91	5,27	1,09	3,71	9,53	11,25	13,97	2,9	22,6	21,3	26,41	22,95	27,63
Quantité	Très faible	Faible	Moy.	Faible	Moyenne	Moy.	Moyenne	Moy.	Faible	Forte	Moyenne	Forte	Moyenne	Forte
Couleur	Brun foncé	Brun rougeâtre	Brun jaunâtre	Brun rougeâtre	Rouge brunâtre foncé	Brune	Brun rougeâtre	Jaune ocre	Noir brunâtre	Brun rougeâtre	Brune	Brun jaunâtre	Brunâtre	Jaune rougeâtre
	5YR 3/2	5YR 4/4	10YR 5/6	5 YR 4/4	5 YR 3/4	7,5YR 4/4	5YR 4/4		10YR 3/2	5YR 4/4	7,5YR 4/4	10YR 5/3	7,5YR 5/2	5 YR 7/6
Matière organique														
COx (%)	2,2	2,52	1,22	2,35	1,89	2,24	1,68	0,79	1,93	1,2	1,86	1,084	1,22	0,95
Humus	3,8	4,36	2,71	4,06	3,26	3,87	2,89	1,36	3,34	2,07	3,21	1,87	2,1	1,63
Estimation	Forte	Forte	Moyenne	Forte	Forte	Forte	Moyenne	Faible	Forte	Moyenne	Forte	Faible	Moyenne	Faible

Résultats

Climat

L'analyse comparative des données climatiques entre les stations de référence, pour les deux périodes ancienne et nouvelle (tableau 1), montre une relative abondance des précipitations durant l'ancienne période, la quantité des pluies reçues oscillant entre 326 mm (Sebdou) et 681,83 mm (Meffrouche), alors que pour la nouvelle période nous remarquons une diminution d'environ 10 à 15 % en moyenne des précipitations, aussi bien en données réelles qu'en données estimées, celles-ci variant entre 274,5 mm (Sebdou) et 624 mm (Meffrouche). Cette diminution en quantité d'eau tombée s'est probablement traduite par la disparition de certaines espèces permettant l'installation d'autres mieux adaptées aux conditions extrêmes de sécheresse (Quézel 2000). Le quotient pluviothermique et le climagramme d'Emberger (1952) font correspondre les différentes stations aux étages bioclimatiques auxquels elles appartiennent. C'est ainsi qu'il est noté qu'une dominance de deux étages bioclimatiques, à savoir le subhumide pour l'ancienne période, et le semi-aride pour la nouvelle période, avec respectivement deux variantes thermiques ; hiver frais pour Meffrouche et tempéré pour Sebdou.

Inventaire floristique

L'inventaire floristique montre 271 espèces (voir annexe, p. 116) appartenant à 50 familles différentes. Les Fagacées et les Cupressacées, bien que minoritaires en termes de nombre d'espèces, dominent par la biomasse de leurs représentants tels que le chêne vert et le thuya de berberie.

L'analyse phytogéographique montre que cette région est dominée par l'élément méditerranéen (35,79 %), suivi par l'élément ouest-méditerranéen (8,49 %), euro-méditerranéen (6,27 %), eurasiatique (5,16 %) et les endémiques avec 4,8 % pour les endémiques nord-africaines, 3,69 % pour les endémiques algériennes et 2,21 % pour les endémiques algéro-marocaines, soit 10,7 % pour les endémiques au sens large. On note également la présence marginale de plusieurs espèces plurirégionales et cosmopolites, les autres éléments étant très peu représentés.

Du point de vue biologique, les espèces thérophytes (34,69 %), hémicryptophytes (23,25 %) et chaméphytes (23,25 %) sont les types biologiques dominant dans cette région (figure 3), ce qui souligne la forte pression anthropique (défrichage, coupe, pâturage, urbanisation, incendie). En effet, Barbero *et al.* (1990) et Quézel (2000) ont souligné que la thérophytisation est considérée comme une phase ultime de dégradation des écosystèmes forestiers et préforestiers du Maghreb avec des espèces subnitrophiles liées aux surpâturages. Ce phénomène trouve son origine dans la pression humaine et animale (Dahmani 1997). Nous pouvons ainsi retenir avec Daget (1980), que le « taux de thérophytes est lié, quels que soient l'échelle de l'analyse et le niveau de perception adopté, à l'ouverture de la végétation et à l'humidité globale du milieu ». Ce dernier explique le rôle de l'ouverture par un apport maximal de radiation à la surface du sol, qui se traduit par un bilan thermique particulier, ce qui favorise l'expansion des thérophytes.

En outre, l'indice de perturbation défini par Loisel et Gomilla (1993) permet de quantifier cette thérophytisation du territoire :

$$I_p = \frac{\text{Nombre de chaméphytes} + \text{Nombre de thérophytes}}{\text{Nombre total des espèces}}$$

Il est de l'ordre de 58 % pour toute la région d'étude, ce qui confirme la forte dégradation, surtout dans les matorrals de la zone.

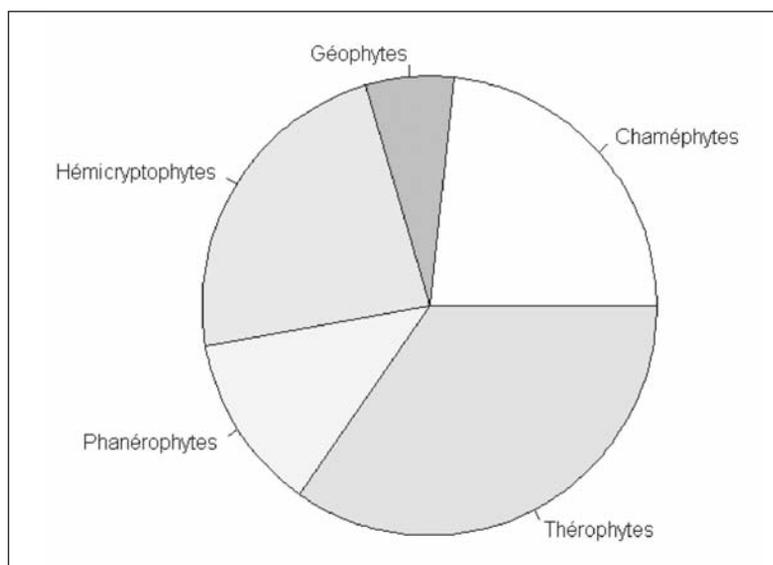


Figure 3 – Composition globale de la flore par type biologique.

Figure 3 – Total composition of the flora by biological type.

Capacité pastorale

Notre territoire d'étude qui englobe les six stations sur cinq communes (Terny, Ain Ghoraba, Ouled Mimoun, Beni-Bahdel et Seb-dou), est soumis à une pression démographique importante où la population est passée de 76 843 habitants (en 1998) à 89 038 habitants (en 2007), soit un taux d'accroissement de 13,69 % (DPAT, 2008), et où le taux de chômage est de 34,66 %. Il supporte un cheptel de 36 170 têtes ovines, 12 024 têtes bovines et 3 410 têtes caprines (DSA 2008), contre une surface forestière de 35 298 ha.

Pour l'alimentation de ce cheptel, la forêt est l'endroit le plus sollicité pour le pacage, que ce soit par la population riveraine vivant à proximité de la forêt, la population enclavée vivant à l'intérieur de la forêt ou bien les nomades qui font un élevage basé sur les transhumances.

Quelle est la capacité fourragère utile à l'alimentation de ce bétail ?

Si nous considérons les normes des unités fourragères (UF) utiles par an et par espèces retenues par Le Houerou (1971) et FAO/FIDA (1993) :

- 1 ovin = 1 caprin = 250 UF/an,
- 1 bovin = 5 ovins = 1 250 UF/an.

Le nombre total de têtes dans notre zone d'étude sera donc de 99 700, l'équivalence de : 36 170 têtes ovines + 3 410 têtes caprines + (12 024 têtes bovines x 5).

La valeur pastorale (production fourragère) = 150 UF/ha/an de forêt (Le Houerou 1971).

Par ailleurs, « El-Hamrouni (1978) a proposé une équation de la droite de régression pour évaluer la production fourragère dans des formations forestières méditerranéennes en Tunisie (*Pinus halepensis* Mill., *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters et *Quercus rotundifolia* L.) en relation avec les tranches pluviométriques moyennes des étages bioclimatiques allant de l'étage aride jusqu'à l'étage sub-humide » (FAO/FIDA 1993), dont la formulation est la suivante :

$$Y = 0,49 X - 18,5$$

(où Y = valeur pastorale exprimée en UF/ha/an et X = pluviométrie exprimée en millimètre).

La valeur pastorale moyenne relative à notre zone d'étude est 208 UF/ha/an (tableau 3). Si nous prenons en considération les données citées ci-dessus et le nombre de cheptel, suivant les unités zootechniques, la capacité four-

ragère utile à l'alimentation de ce cheptel est : 24 925 000 UF/an (99 700 têtes x 250 UF/an) et la production fourragère totale de la forêt à : 7 341 984 UF/an (superficie de la forêt 35 298 ha x 208 UF/ha/an).

Théoriquement, il faudrait 119 832 ha pour satisfaire les besoins de ce cheptel, c'est-à-dire 24 925 000 UF/an divisé par 208 UF/ha/an, or la totalité de la superficie de la forêt n'est que de 35 298 ha. La charge pastorale théorique est donc de :

$$99\,700 \text{ têtes} / 119\,832 \text{ ha} = 0,8 = 8 \text{ têtes} / 10 \text{ ha.}$$

Or la charge pastorale réelle dans notre zone est de :

$$99\,700 \text{ têtes} / 35\,298 \text{ ha} = 30 \text{ têtes} / 10 \text{ ha.}$$

Communautés végétales

L'analyse factorielle des correspondances présente deux axes avec les valeurs propres et les pourcentages d'inertie suivants :

Axe	Valeurs propres	Taux d'inertie
Axe 1	0,65	4,74 %
Axe 2	0,45	3,31 %
Axe 3	0,38	2,81 %

Le nuage des points relevé et des points espèces est bien structuré sur les axes 1 et 2 (figure 4) « valeur propre de l'axe 1 supérieur à 0,5 » (Benzecri 1973).

Interprétation de l'axe 1

Du côté positif à l'extrémité de l'axe (figure 4) s'individualise un groupe d'espèces à fortes contributions relevant du milieu sec de basse altitude à matorral, indiquant un milieu plus ou moins ouvert et surpâturé : « *Fumana ericoides* var. *scoparia* Pomel. M. (1,93) ; *Plantago serraria* L. (1,76) ; *Thymus hirtus* Willd. (1,62) ; *Plantago ovata* Forsk. (1,62) ; *Malva aegyptiaca* L. (1,60) ; *Satureja briquetti* M. (1,60) ; *Globularia alypum* L. (0,80). » Ces espèces semblent rattachées à l'association *Globulario alypi-Tetraclinietum articulatae*, de l'ordre des *Rosmarinetea officinalis* défini par Hadjadj-Aoul (1995) en Oranis, cette dernière présente une physionomie de matorral arboré à base de *Tetraclinis articulata* et *Quercus coccifera*.

Par contre du côté négatif, on note la présence des espèces forestières avec des fortes contributions : « *Acer monspessulanum* sbsp *eumonspessulanum* P.F. (- 2,46) ; *Aristolochia longa* subsp *paucinervis* pomel. Batt. (- 2,46) ; *Geranium robertianum* subsp *purpureum* Vill. (- 2,46) ; *Rosa canina* L.

Tableau 3 – Bilan par station des caractéristiques environnementales et floristiques : la fréquence des principales espèces caractéristiques de chaque groupement a été renseignée avec un premier groupe d'espèces associées au chêne vert, un deuxième groupe associé au thuya et un dernier composé d'espèces indicatrices de la dégradation de l'environnement.

Table 3 – Assessment by station of the environmental and floristic characteristics : the frequency of the principal species characteristic of each grouping were indicated with a first group of species associated with the holm oak, a second group associated with the thuja and a last compound with indicating species with the environmental degradation.

Station (Commune)	Station 1 (Terny)	Station 2 (Ain Ghoraba)	Station 3 (Ain Ghoraba)	Station 4 (O. Mimoun)	Station 5 (Beni-Bahdel)	Station 6 (Sebdou)	Zone d'étude
Altitude (m)	1 350	1 060	1 020	980	750	740	
Étage bioclimatique	Subhumide moyen	Subhumide inférieur	Subhumide inférieur	Semi-aride moyen	Semi-aride moyen	Semi-aride inférieur	
Type de sol	Brun fersialitique	Rouge fersialitique	Rendzine	Brun calcaire	Rendzine	Peu évolué	
Précipitations (mm)	624	517,24	517,24	416,75	424,78	274,5	462,41
Valeur pastorale (UF/ha/an)	287	235	235	186	190	116	208
Indice de perturbation (Ip) %	43,13	52,83	53,21	60	62,6	66,37	58
Numéro du relevé	R1 à R20	R21 à R40	R41 à R60	R61 à R80	R81 à R100	R101 à R120	
Type de végétation	Formation forestière à <i>Quercetalia ilicis</i>	Formation préforestière à <i>Pistacio-Rhamnetalia</i>	Formation préforestière à <i>Pistacio-Rhamnetalia</i>	Formation préforestière à <i>Pistacio-Rhamnetalia</i>	Matorral à thuya et des <i>Rosmarineta officinalis</i>	Matorral à thuya, Alfa, Globulaire et Romarin	
<i>Quercus rotundifolia</i> Lam.	100 %	100 %	25 %	80 %	15 %	10 %	55 %
<i>Cytisus triflorus</i> L'Herit.	15 %	-	-	-	-	-	2,5 %
<i>Quercus faginea</i> Lamk. sbsp. <i>Tlemcenensis</i> .	15 %	-	-	-	-	-	2,5 %
<i>Viburnum tinus</i> L.	20 %	-	-	-	-	-	3,3 %
<i>Teucrium fruticans</i> L.	35 %	25 %	15 %	15 %	10 %	10 %	15 %
<i>Ruscus aculeatus</i> L.	30 %	15 %	-	-	-	-	5 %
<i>Carex halleriana</i> Asso.	40 %	20 %	10 %	15 %	-	-	10,8 %
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	30 %	25 %	20 %	15 %	10 %	5 %	18,3 %
<i>Juniperus oxycedrus</i> L. sbsp. <i>rufescens</i>	65 %	75 %	35 %	30 %	10 %	10 %	37,5 %
<i>Daphne gnidium</i> L.	15 %	30 %	15 %	20 %	-	-	15,8 %
<i>Cistus salvifolius</i> L.	10 %	15 %	15 %	-	10 %	-	8,3 %
<i>Tetraclinis articulata</i> Vahl. Master.	-	-	100 %	55 %	70 %	40 %	44,2 %
<i>Olea europea</i> L. var. <i>Oleaster</i> Miller.	-	-	20 %	40 %	20 %	20 %	16,7 %
<i>Pistacia lentiscus</i> L.	10 %	10 %	75 %	35 %	45 %	35 %	35 %
<i>Calycotome spinosa</i> L. Link.	10 %	20 %	40 %	75 %	20 %	25 %	21,7 %
<i>Globularia alypum</i> L.	-	-	25 %	35 %	60 %	45 %	27,5 %
<i>Teucrium polium</i> L.	-	-	20 %	25 %	40 %	30 %	19,2 %
<i>Helianthemum ledifolium</i> L. Miller.	-	-	35 %	20 %	25 %	20 %	16,7 %
<i>Fumana thymifolia</i> L. Verlot.	-	-	15 %	15 %	20 %	30 %	13,3 %
<i>Stipa tenacissima</i> L.	-	15 %	30 %	20 %	40 %	65 %	28,3 %
<i>Ulex bovinii</i> Pourret.	10 %	15 %	20 %	20 %	20 %	25 %	18,3 %
<i>Paronychia argentea</i> Lam.	-	15 %	25 %	25 %	35 %	25 %	20 %
<i>Asphodelus microcarpus</i> Viv.	25 %	20 %	35 %	40 %	50 %	40 %	35,8 %
<i>Urginea maritima</i> L. Baker.	20 %	25 %	30 %	40 %	45 %	35 %	32,5 %

(– 2,40), *Quercus faginea* L. ssp. *Tlemcenensis*. DC. M. et W. (– 2,40) ; *Lavandula stoechas* L. (– 2,45) ; *Lepidium hirtum* L. DC. (– 2,32) ; *Ranunculus bulbosus* L. subsp. *Aleae* Willk. (– 2,36) ; *Viburnum tinus* L. (– 2,28). » Ces espèces indiquent un milieu plus ou moins fermé et mésophile. Avec *Valeriana morisoni* subsp. *microcarpa* Lois. P.F. (– 2,46), espèce de pelouse pâturée.

L'axe 1 traduit donc un gradient d'humidité allant des formations ouvertes chaudes et sèches à celles ombragées, fraîches et humides. Ajouter à cela le facteur altitudinale, en effet il est à remarquer une concentration des relevés à basses altitudes du côté positif,

appartenant à la station 6 (El-Guern à 750 m) et celles à hautes altitudes concentrées du côté négatif de l'axe défini par les relevés de la station 1 (forêts de tesser Mramet à 1 400 m).

En outre, l'analyse des valeurs propres de l'ACC permet de voir que la majeure partie de l'inertie est représentée par le premier axe. Avec le second axe, on obtient 64,6 % de l'inertie. Cela signifie que la représentation de l'ACC en deux dimensions est suffisante pour analyser les relations entre les relevés floristiques, les espèces et les variables édaphiques. La distribution des paramètres pédologiques le long de cet axe, dans le plan ACC 1-2 (figure 5), permet de mettre en évidence une

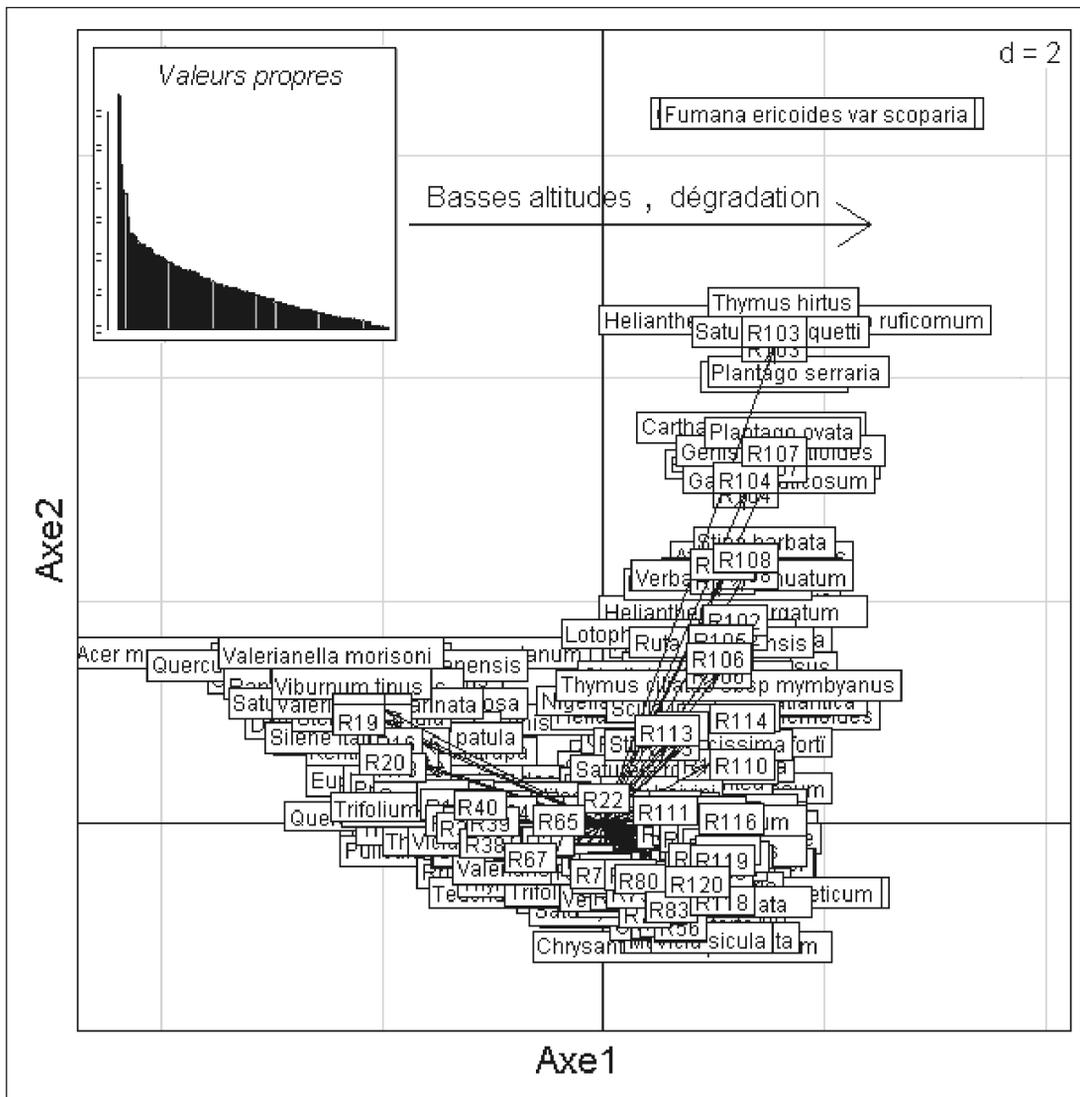


Figure 4 – Projection des individus espèces – relevés floristiques sur le plan factoriel 1-2 de l'AFC.

Figure 4 – Projection of the individuals' species – statements floristic on the factorial design 1-2 of the AFC.

distinction entre texture à éléments fins (argiles et limons) positionnée dans la partie positive de l'axe et texture à éléments grossiers (sable) située dans sa partie négative. L'examen du plan ACC 1-2 montre aussi une forte corrélation entre le calcaire total (CaCO_3) dans la partie positive de l'axe 1 et entre la matière organique et l'humidité dans la partie négative.

Par conséquent, l'axe 1 (figure 5) superpose un gradient altitudinal et un gradient anthropique, allant des milieux ouverts et dégradés à des sols à texture fine sous climat semi-aride riche en calcaire vers les milieux fermés sous ambiance bioclimatique subhumide avec cette fois-ci un sol à texture grossière indiquée par des proportions très importantes de sable et par conséquent une grande perméabilité, en effet ces milieux d'altitudes sont les moins pâturés. La richesse en matière organique permet une bonne rétention en eau (Duchaufour

1977). Ceci est favorisé par la présence d'une végétation forestière stratifiée (présence de sous-bois) assurant le maintien du sol en place et qui reste frais jusqu'à la fin de l'été (Mancini 1961).

Interprétation de l'axe 2

Dans la partie positive de l'axe 2, on note le regroupement des espèces xériques sur substrat calcaire indiquant le milieu perturbé, représentées par : *Fumana ericoides* var. *scoparia* Pomel. M. (6,37) ; *Thymus hirtus* Willd. (4,68) ; *Helianthemum hirtum* sbsp *ruficomum* Viv. M. (4,51) ; *Malva aegyptiaca* L. (4,41) ; *Satureja briqueti* M. (4,41) ; *Plantago serraria* L. (4,05) ; *Melica minuta* L. (4,01) ; *Plantago ovata* Forsk. (3,51) ; *Genista spartioides* var. *pomariensis* Maire. (3,35).

Dans la partie négative, on retrouve des espèces à forte contribution indiquant des

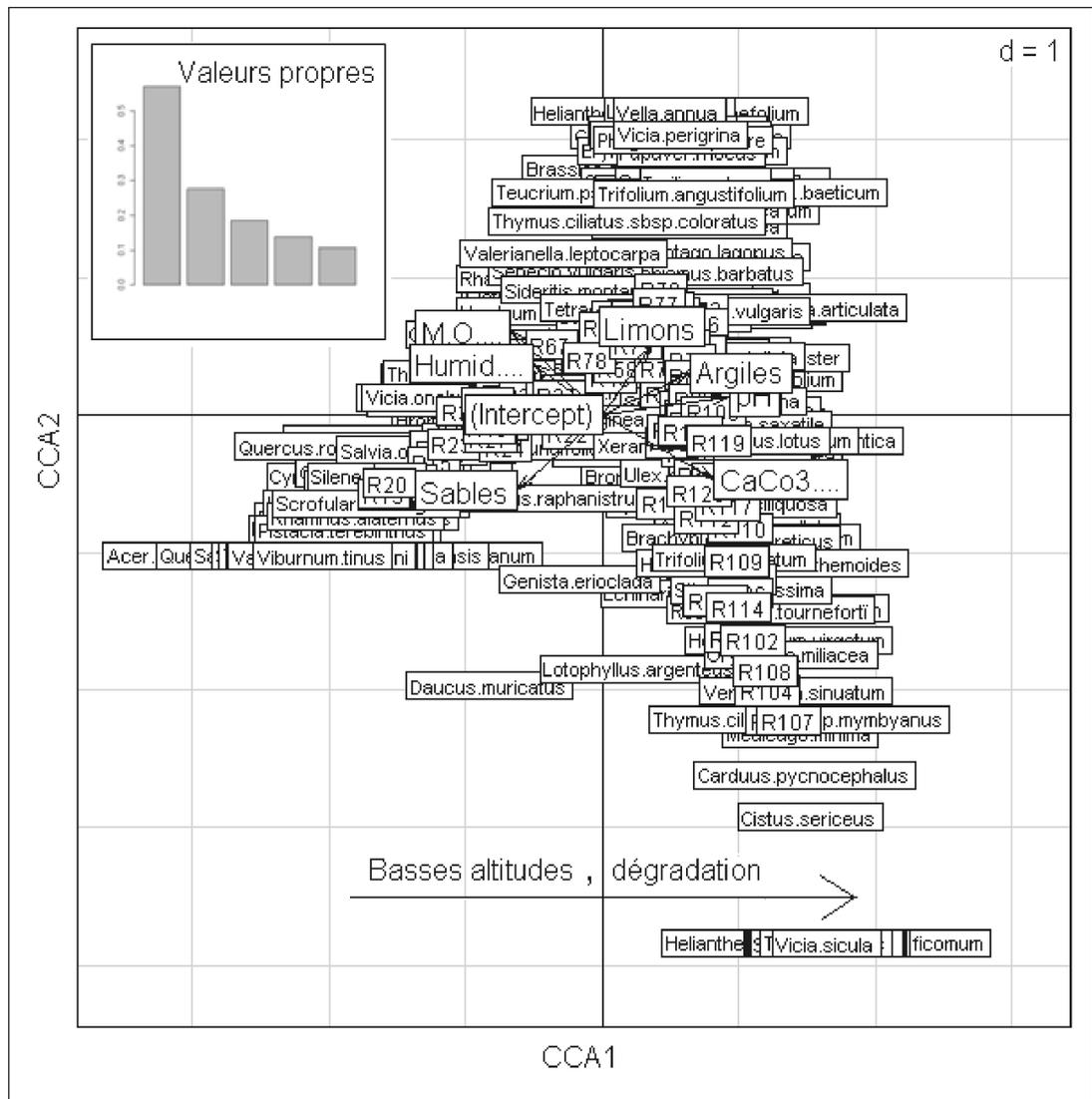


Figure 5 – Graphique Acc plan 1-2 « Projection des individus espèces – relevés floristiques et les variables édaphiques du milieu d’étude ».

Figure 5 – Plane Graph CCA 1-2 “Projection of the individuals species – statements floristic and the edaphic variables of the medium of study”.

matorrals avec une formation préforestière : « *Chrysanthemum paludosum ssp glabrum* Poiret. M. (– 1,10) ; *Vicia sicula* Raf. Guss. (– 1,02) ; *Ononis pusilla* L. (– 0,91) ; *Cerantonia siliqua* L. (– 0,77) ; *Phagnalon rupestre* L. DC. (– 0,71) ; *Ballota hirsuta* Benth. (– 0,69) ; *Sedum acre* L. (– 0,70) ; *Cistus chusii* Dunal. (– 0,67) ; *Convolvulus althaeoides* L. (– 0,67) ; *Teucrium pseudo-chamaepitys* var. *baeticum* L. (– 0,62) ; *Tetraclinis articulata* Vahl. Master. (– 0,62) ; *Lotus edulis* L. (– 0,61).

L’examen du plan ACC 1-2 (figure 5) montre une forte corrélation entre le calcaire total (CaCO₃) dans la partie négative de l’axe 2 et entre les limons dans la partie positive. En fin de compte, l’écologie de l’axe 2 (figure 5) peut être définie par un gradient d’aridité et anthropique. En fait, cet axe est difficile à interpréter puisqu’il oppose deux milieux

dégradés de basse altitude. Les formations limoneuses d’origine préforestière vers le haut avec une dégradation vraie représentée par les relevés « R70 (0,91) ; R76 (0,78) ; R53 (0,77) ; R56 (0,67) ; R55 (0,68) », et les formations plus arides sur calcaire vers le bas, milieux naturellement ouverts mais également anthropisés par le pâturage « R103 (– 2,23) ; R107 (– 2,22) ; R104 (– 2,01) ; R108 (– 1,86) ». Le premier étant riche en matière organique, il permet une bonne rétention en eau, le second possède une quantité importante de calcaire totale. Michalet (1991) a souligné que les sols à taux élevé en calcaire actif sont des sols à complexes absorbants saturés en calcium, et qui sont très répandus en climat semi-aride.

Le regroupement des relevés par une classification hiérarchique avec « l’analyse factorielle discriminante – AFD » (figure 6) nous a

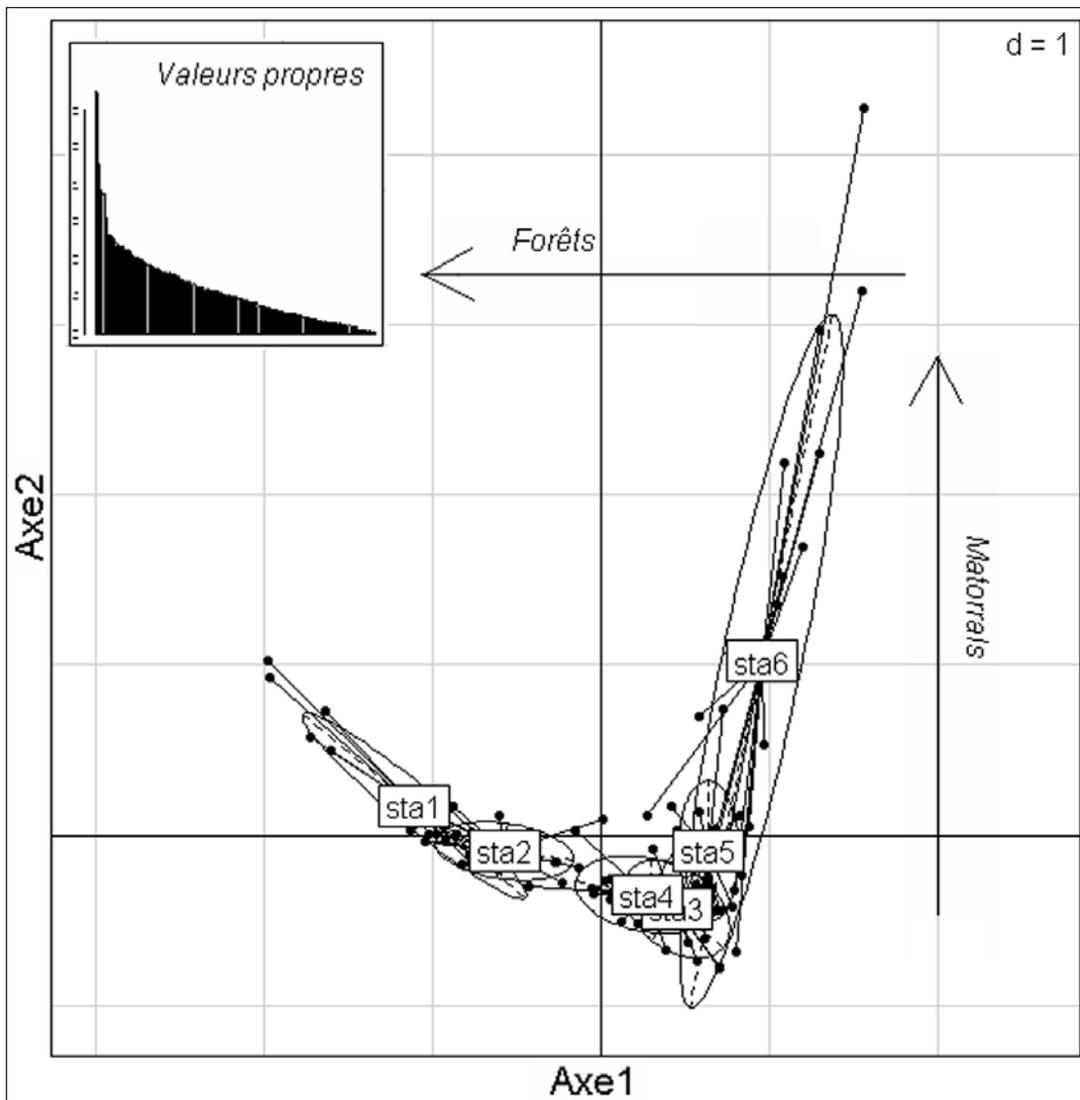


Figure 6 – Projection des relevés sur le plan 1-2 de l'AFD : chaque relevé est représenté par un point et l'on place l'étiquette des stations au centre de gravité du nuage de points relevés qui lui correspond.

Figure 6 – Projection of the statements on plan 1-2 of the Factorial Analysis of Discriminating (FAD): each statement is represented by a point and one places the label of the stations in the centre of gravity of the group of dots raised, which corresponds to him.

permis de définir six groupements de relevés végétaux. L'analyse de la composition floristique à partir de la fréquence des espèces permet de caractériser chacun de ces groupements auquel on associe six types de formations forestières :

- une formation forestière (groupement A), où le chêne vert, espèce dominante par excellence, est en mélange avec le *Quercus faginea* Lamk. subsp. *Tlemceniensis*, situé aux alentours de 1 350 m d'altitude « forêt de Tesser Mramet » (figure 7) ;
- des formations préforestières (groupes B, C et D) en position intermédiaire de pente, « stations d'El-Hamri (figure 8), Séguifa (figure 9) et Mendjel (figure 10) », constituées par des groupements à chêne vert, à thuya et d'autres espèces sclérophylles, qui présentent de fortes fréquences comme *Pistacia lentiscus* L., *Juniperus oxycedrus* L.

subsp. *rufescens*, *Olea europea* L. var. *Oleaster*, *Rhamnus lycioides* L. ;

- des matorrals à différents stades d'évolution (groupes E et F), situés dans les zones de faibles altitudes, « stations Djemb El-Kelakh (figure 11) et El-Guern (figure 12) », occupés par le thuya avec différentes espèces xérophytes telles que *Stipa tenacissima* L., *Globularia alypum* L., *Rosmarinus tournefortii* Murb. et pelouses (*Ulex boivini* Pourret., *Bromus rubens* L., *Bellis silvestris* Cyr., *Pallenis spinosa* L. Cass., *Paronychia argentea* Lam., *Avena sterilis* L., *Aegilops triuncialis* L., ...), avec en outre la présence de quelques reliques éparses de chêne vert.

Pédologie

Les analyses physico-chimiques du sol réalisées pour l'ensemble des horizons font appa-



Figure 7



Figure 8



Figure 9



Figure 10



Figure 11



Figure 12

raître une relation évidente entre eux et le milieu étudié qui est caractérisé par :

- un taux d'argile qui varie de 6,55 % à 50,13 % ;
- une fraction limoneuse relativement importante : 24 % à 62,23 % ;
- un pourcentage des sables qui varie de 17,39 % à 69,4 %.

L'analyse chimique montre que tous les horizons présentent un pH neutre à faiblement basique, variant entre 7,2 et 8,2 en raison de la présence de calcaire dans tous les horizons, soit en surface, soit en profondeur qui vient tamponner le milieu (CaCO_3 : 0,18 à 27,63). En effet, ces deux paramètres sont très liés (Duchauffour 1977). Les sols à taux élevé en calcaire actif et à pH alcalin sont des sols à complexes absorbants saturés en calcium et qui sont très répandus en climat semi-aride (profils 3, 4, 5 et 6). En climat subhumide et humide, les profils sont plus ou moins décarbonatés selon le drainage et la nature de la roche mère (grès calcaire, profil 1). L'humidité du sol varie de 7,79 % à 16,37 %. Le faible pourcentage de cette dernière ne peut être expliqué que par l'absence des pluies au moment de l'échantillonnage. En ce qui concerne la matière organique, les horizons sont très peu humifères (m. o : 1,36 % à 4,36 %).

La description des profils effectués au niveau de chaque station a été complétée par des analyses au laboratoire (tableau 2), tout en se référant aux travaux de Gaouar (1980), Hadjadj Aoul (1995) et Dahmani (1997) sur les sols de l'Oranie et en Algérie du Nord, l'identification de ces derniers ayant été basée sur la classification française. Ainsi nous pouvons révéler la présence d'une couverture pédologique constituée des sols suivants :

- les sols bruns fersiallitiques qui sont des sols forestiers profonds plus ou moins décarbonatés ;
- les sols peu profonds et carbonatés appelés Rendzines (humifères et carbonatés en surface sur dolomie) et les sols bruns calcaires (peu humifères et plus ou moins décarbonatés en surface sur marno-calcaire) ;
- les sols rouges fersiallitiques brunifiés ;
- les sols peu évolués, d'apport alluvial ou colluvial ainsi que les autres sols squelettiques (lithosols et rigosols) caractérisant les matorrals de la zone d'étude.

Discussion

La situation géographique des monts de Tlemcen et ses particularités environnementales, comme l'importance de l'influence du climat, la nature des sols, la géomorphologie et la présence d'une pression anthropique excessive ont contribué à la diversification locale du cortège floristique et ont engendré divers gradients floristiques et environnementaux. L'altitude est le facteur le plus important et qui a marqué la tendance la plus claire au niveau de la première analyse factorielle. Il s'agit d'un facteur lié aux variations du climat, spécialement l'intensité du froid qui représente un facteur limitant pour plusieurs espèces végétales (Woodward 1987). La plupart des espèces séparées sur le côté négatif de l'axe 1 de la première analyse ont une affinité claire avec les zones de haute altitude « groupement A » (voir résultats). Ces dernières présentent une formation forestière à *Quercus rotundifolia* L. et *Quercus faginea* L. Concernant ce groupe végétal, Dahmani (1997) a décrit une association plus continentale et alticole (*Festuco triflori-Quercetum rotundifoliae*) formée surtout par ces espèces sur les monts du Hodna, l'Ouarsenis et les Aurès, sous aspect forestier « *viburnetosum tini* » de l'ordre de *Quercetalia ilicis* et l'alliance *Balansaeo glaberrimae-Quercion rotundifoliae* (plus mésophile). Elle présente une forte affinité avec le *Sileno melliferae-Quercetum rotundifoliae*, décrit dans le moyen Atlas marocain par Quézel, Barbero et Benabid (1987), qui assure la continuité géographique et écologique avec celle de la dorsale des monts de Tlemcen.

En comparaison avec le *Tetraclinis articulata* du Maroc, cette dernière présente un aspect préforestier des *Pistacio-Rhamnietalia alterni* par la présence importante d'*Olea europaea* var. *oleaster* et de *Pistacia lentiscus* notamment dans le Rif et au Maroc orientale (Fennane 1988). Achhal El Kadmiri *et al.* (2004) ont défini une association *Rosmarino tournefortii-Tetraclinetum* de l'alliance *Asparago-Rhamnion* des *Pistacio-Rhamnietalia* sur substrat calcaire dans le massif des Béni-Snassène (Maroc orientale). Par ailleurs, en Algérie et particulièrement en Oranie, ce groupement offre beaucoup d'affinité physiologique et floristique avec *Ampelodesmo mauritanicum-Tetraclinitum articulatae* (Hadjadj Aoul 1995) de l'ordre des *Cisto mauritanici-Thymetalia mumbyani*, alliance *Aspa-*

rago-Rhamnion oleoidis (Rivas-Martinez 1974), et qui renferme à son tour une sous-association qui reflète l'aspect préforestier dérivé d'une chênaie verte (*Quercus rotundifolia*) appelée *Chamaeropetosum humilis* à des altitudes allant de 700 à 1 000 m (groupements B, C et D).

À partir des résultats de l'analyse pédologique, on a pu caractériser les sols de la zone d'étude. Généralement, on note l'apparition du processus de dégradation qui est très importante dans le semi-aride, en même temps que progresse la carbonatation. Cette situation pédologique est également observée dans les sols du Maroc dans des conditions analogues (Michalet 1991). Les sols rouges et bruns fersiallitiques, par contre, sont cantonnés dans les zones les mieux conservées, rencontrées au sommet de la zone (profil 1), dont la quantité des sables est importante dans ce type de sol. Ce sont les touffes de végétation ligneuse qui jouent un rôle très important dans le piégeage des éléments charriés (Lyons *et al.* 2000). La dégradation, là aussi, se traduit par la présence de sols fersiallitiques tronqués et de rendzines plus ou moins humifères, voire de lithosols, signalés par Dahmani (1997) en zone semi-continentale de l'Algérie. Ainsi on peut retenir que « l'évolution des sols étant plus lente, le changement de l'état de la végétation étant plus rapide (induit par l'action anthropozoogène), c'est la végétation actuelle qui induit l'expression du sol, tout en restant en parfait équilibre ».

D'après cette analyse éco-floristique, nous notons que ces groupements forestiers sont largement pénétrés par des espèces thérophytes plus adaptées aux conditions écologiques stressantes et caractérisées par des groupements nitrophiles à *Stellarietea mediae* ainsi que des pelouses xériques à *Tuberarietea guttatae* (*Théro-Brachypodium*) (Rivas-Martinez 1977). Ceci montre le fort impact du pâturage remarquable dans cette région et comme l'indiquent Hadjadj-Aoul (1995), Ainad Tabet (1996), Dahmani (1997), Bouazza *et al.* (2001) en Oranie – Algérie.

En fonction de l'augmentation de la perturbation, les conditions écologiques changent et influencent le cortège floristique (Naveh 1975). Les incendies des peuplements forestiers dans notre zone sont plus ou moins importants surtout ces dernières années. D'après le bilan des incendies 2000-2008 fourni par la Conservation des forêts de Tlemcen (CFT), notre région d'étude a été ravagée

par le feu qui a affecté une superficie d'environ 2 168 ha avec un nombre de 32 foyers, soit 6,14 % de la superficie totale de la zone. Pour les délits forestiers, on ne dispose que des statistiques allant de 2000 à 2008 (coupe illicite : 417 stères, soit 25 délits ; pacage : 9 640 têtes, 39 délits ; défrichement : 9,5 ha, 21 délits). On voit clairement que les délits de pacage sont supérieurs à ceux des coupes et des défrichements. On peut penser que les perturbations que connaît la zone d'étude, notamment le pacage avec une fréquence de 35 % soit 39 délits, suivi par les incendies avec 27,35 % (32 foyers), les coupes de bois 21,36 % (25 délits), ainsi que les défrichements 17,94 % (21 délits), ont entraîné une diversification du cortège floristique en favorisant la prolifération des espèces épineuses et de nombreuses espèces thérophytes telles que : *Calycotome villosa* sbsp *intermedia* Salzm. Maire., *Ulex boivini* Pourret., *Asparagus albus* L., *Aegilops triuncialis* L., *Brachypodium distachyum* L. P. Beauv., *Bromus rubens* L., *Calendula arvensis* L., *Dianthus caryophyllus* L., *Erodium moschatum* L. l'Herit., *Hippocrepis multisiliquosa* L. sbsp *ciliata* Willd., *Hordeum murinum* L., *Scorpiurus muricatus* L., *Sinapis arvensis* L., *Trifolium stellatum* L., *Helianthemum ledifolium* L. Miller, *Avena sterilis* L. La présence des espèces chaméphytes telles que : *Alyssum alpestre* sbsp *serpyllifolium* Desf., *Helianthemum cinereum* Cav. sbsp *rubellum* Presl., *Teucrium fruticans* L., *Teucrium polium* L., *Globularia alypum* L., *Fumana thymifolia* L. Spach. Ainsi que les espèces géophytes : *Asphodelus microcarpus* Viv., *Urginea maritima* L. Baker. Elles sont le témoin de la forte anthropisation que connaît notre zone d'étude. En effet, l'indice de perturbation est de l'ordre de 58 % pour toute la région d'étude, ce qui confirme la forte dégradation, surtout dans les matorrals de la zone. Par ordre de comparaison, en Tunisie, un indice de 70 % a été observé et décrit comme révélateur d'une forte perturbation (El-Hamrouni 1992). Au Maroc dans la forêt de l'Achach sur des peuplements à *Tetraclinis articulata* et à *Quercus rotundifolia*, Bammi et Douira (2004) ont déterminé un indice de perturbation de 60,21 %, avec dominance des espèces thérophytes avec 52,78 %, les géophytes 10,4 %, les hémicryptophytes 18,21 %, les chaméphytes 7,43 % et pour les phanérophytes 11,14 %.

La régression des espèces à couvert épais traduit la pression pastorale multiple (ovin,

bovin et caprin) qui s'exerce sur l'espace forestier en limitant fortement sa régénération (Madani *et al.* 2001 ; Bourbouze 2003 ; Hadjadj Aoul *et al.* 2009). La surcharge pastorale relative à la zone d'étude est de l'ordre de 22 têtes/10 ha, c'est-à-dire la pression animale est anormale sur cette zone forestière, dont les besoins de ce cheptel en unités fourragères (24 925 000 UF/an) dépassent ses capacités fourragères (7 341 984 UF/an). Au Maroc, dans la forêt d'Amsitten à *Tetraclinis articulata*, les études sylvopastorales ont déterminé une grande charge du bétail (30 caprins/ha) mais avec une production fourragère très élevée par rapport à notre zone d'étude. Cette production est estimée à 95 000 000 UF/an (Benabid 1977). Il faut donc penser sérieusement à un aménagement sylvopastoral de notre zone où il y aura introduction de quelques plantes, qui ont des capacités fourragères considérables et qui s'accommodent avec le milieu environnemental de la forêt.

Ces facteurs de dégradation, comme pour de nombreux pays du pourtour méditerranéen, constituent les principales causes de la régression des écosystèmes forestiers méditerranéens (Naveh 1975). Cependant, l'impact de cette dégradation sur la végétation varie d'un pays à l'autre. Elle est très importante surtout dans les pays du Maghreb (Quézel 2000) ; par exemple, en Espagne, l'exploitation intensive des forêts marginales a été délaissée depuis 50 ans (Deil 1993), alors que les forêts algériennes de même que les forêts marocaines sont toujours soumises à une pression considérable de coupe de bois et de pâturage (Misoumi *et al.* 2000). La richesse en espèces ligneuses du cortège floristique associées aux chênaies à *Quercus rotundifolia* et aux *Tetracliniaies* de notre zone d'étude s'élève en moyenne à 5 espèces/relevé ; au Maroc sur des formations similaires, selon les relevés floristiques effectués par Achhal El Kadmiri *et al.* (2004) dans le massif des Béni-Snassène (Maroc oriental), la valeur moyenne des espèces ligneuses est de 6 espèces/relevé. Ces dernières sont inférieures à celles observées dans les forêts du sud de l'Espagne (valeur moyenne de 19 espèces ligneuses/relevé) (Marañón *et al.* 1999).

Il est important de souligner la diversité floristique observée dans notre site d'étude, qui compte au moins 271 taxons avec 13 espèces endémiques nord-africaines soit 4,8 %, 10 espèces endémiques algériennes soit 3,69 %, et 6 espèces endémiques algéro-marocaines

soit 2,21 %. « Si on exclut les endémiques maghrébines, en gardant les endémiques nationales et frontalières, on obtient 5,9 %, ce qui est conforme aux résultats de Verlaque *et al.*, 1997 dans Geobios qui signalent 5 à 10 % en Oranie littorale, sans toutefois étendre cette zone aux monts de Tlemcen. On remarque ici que les deux zones appartiennent à la même unité biogéographique, présentant une diversité végétale et un pourcentage d'endémiques presque équivalents (Greuter 1991 ; Davis *et al.* 1994). » Au Maroc, l'analyse de la diversité floristique de la forêt de l'Achach en présence de *Tetraclinis articulata* et du *Quercus rotundifolia* a révélé l'existence de 269 taxons dont 7 espèces sont endémiques du territoire Maroc-Algérie, 6 espèces endémiques du territoire Maroc-Péninsule ibérique et 2 espèces endémiques du territoire Maroc-Algérie-Tunisie (Bammi & Douira 2004) soit 13 espèces endémiques frontalières, ce qui représente presque 5 % de la flore échantillonnée.

D'autre part, certains taxons ont une importance car ils sont considérés comme rares en Algérie et/ou en Oranie « *Pulicaria vulgaris* sbsp *pomelia* F. et M. ; *Thymus capitatus* L. Hoffm et Link. ; *Cistus clusii* Dunal. ; *Cytisus triflorus* L'Herit. ; *Phillyrea angustifolia* L. ssp *eu-angustifolia* ; *Rosa sempervirens* L. ; *Silene glaberrima* Faure et Maire. ; *Satureja briquetti* M. ; *Myosotis versicolor* Pers. Smith. ; *Linum tenue* sbsp *tenue* Desf. Martinez. ; *Bupleurum rigidum* L. » (Quézel et Santa 1962), ce qui renforce la valeur de ce site en termes de biodiversité. Au Maroc et selon le catalogue des plantes endémiques, rares ou menacées de Fennane et Ibn Tattou (1998) et de Valdès *et al.* (2002), il a été observé sur forêt de *Quercus rotundifolia* et *Tetraclinis articulata*, massif de Béni-Snassène (Achhal El Kadmiri *et al.* 2004) et forêt de l'Achach (Bammi et Douira 2004), les espèces rares : *Cistus albidus* L., *Torilis nodosa* L. Gaertn., *Verbascum sinuatum* L., *Convolvulus althaeoides* L., *Plantago lagopus* L., *Salvia verbenaca* L. Briq, *Myosotis versicolor* Pers. Smith., *Lamium amplexicaule* L., *Pallenis spinosa* L. Cass., *Asparagus albus* L., *Bromus madritens* L. Et même dans la suberaie de Mamora (Aafi *et al.* 2005), ces dernières espèces sont aussi observées dans nos relevés floristiques à faible fréquence, d'où la nécessité de dégager des groupes de travail (coopération régionale) sur la vulnérabilité des écosystèmes et des espèces face aux différents facteurs de dégradation.

En outre, nous avons constaté la présence de certaines espèces forestières à très faible fréquence « *Acer monspessulanum sbsp eu-monspessulanum* P.F. (0,83 %); *Ceratonia siliqua* L. (0,83 %); *Ammoides verticillata* Desf. Briq. (1,67 %); *Rosa canina* L. (1,67 %); *Quercus faginea* L. ssp. *tlemcensis* DC. M. et W. (2,50 %); *Arbutus unedo* L. (1,67 %); *Viburnum tinus* L. (3,33 %) ». Les stades de dégradation plus poussés de ces formations permettent de distinguer des paysages très ouverts, et de constater aussi et surtout une réduction des essences forestières (Quézel 2000).

Conclusion

Notre zone d'étude représente une richesse hétérogène qui nécessite des efforts financiers et des techniques d'appui puissants. Les observations faites au niveau de nos stations, qu'elles soient de nature floristique, pédologique et anthropique constituent une information écologique indispensable pour orienter à terme un programme d'action visant la conservation et l'aménagement de cet écosystème forestier. Cependant, il faut souligner que pour définir une stratégie de conservation des forêts des monts de Tlemcen dans la perspective d'une gestion soutenable, il est nécessaire de tenir compte de toutes les composantes, qui déterminent les significations écologiques, biogéographiques et évolutives de ces formations. En effet, Dahmani (1997) a souligné que ces actions nécessitent au préalable une bonne connaissance de la végétation et du milieu. Les grandes structures forestières existantes dans notre zone d'étude sont organisées essentiellement par le thuya et le chêne vert. L'analyse écofloristique réalisée sur les espèces nous a permis de signaler que l'altitude et les facteurs anthropiques expliquent la grande part de leur structuration. La mise en relation de l'état du tapis végétal et de la couverture pédologique a montré que la stabilité de l'un induit celle de l'autre, en effet quand la végétation est de type forestier, avec des conditions climatiques plus fraîches, le caractère cambique devient dominant et engendre des sols bien évolués (Duchaufour 1977). Lorsque la végétation est dégradée souvent par l'action anthropozoogène, on obtient soit des sols peu profonds, à végétation sclérophylle, sous bioclimat semi-aride, soit des sols peu évolués, superficiels et

caillouteux constituant un milieu sec où la réserve d'eau utile est réduite. Dans cette ambiance forestière existe une biodiversité importante fragilisée par des contraintes naturelles limitantes (sécheresse, régénération capricieuse en présence de pâturage, échec élevé de reboisement) et des pressions exercées par l'homme et son cheptel, plus de 89 000 habitants influent sur ces écosystèmes de manière directe ou indirecte par des actions néfastes (parcours, coupes illicites...).

Devant ces conditions naturelles que présente le milieu forestier, d'énormes efforts sont enregistrés, qui ont pour but d'améliorer et de reconstituer cette ressource naturelle. Ces interventions ont été basées essentiellement sur les campagnes de reboisement. Signalons qu'il y a eu des essais de repeuplement de la forêt de Tlemcen à *Pinus halepensis*, dans le cadre du plan national de reboisement (PNR) en 1992, avec 200 ha de reboisement en pin d'Alep (*Pinus halepensis*), avec 20 % de réussite. Ce faible taux est induit en grande partie par des actions anthropiques soutenues, que subit la région (Benabdelli 1996). En outre la carence en matière de contrôle du matériel forestier tout en remettant en cause le droit d'usage qui, en raison de la pression démographique, n'est plus en équilibre avec les ressources forestières. Ce constat négatif montre la nécessité d'une nouvelle politique qui doit être guidée vers une nouvelle approche basée sur le développement des zones de montagne tout en prenant en considération à la fois les aspects sociaux, économiques, environnementaux et institutionnels (Letreuch 2001).

Les peuplements à *Tetraclinis articulata* et à *Quercus rotundifolia* présentent actuellement un faciès très dégradé. Pour limiter les dégradations, des actions de conservation et de restauration doivent être entreprises dans cette zone :

- dans les zones conservées et celles dominées par les arbustes, il y a lieu de procéder à des mises en défens périodiques, à la limitation des quantités de glands ramassés, à un crochetage du sol, à la mise en terre des glands et à l'ensemencement des glands de *Quercus rotundifolia* dans les matorrals de dégradation. Dans les terrains vides, on préconise une mise en défens sur une période de 5 à 10 ans, accompagnée d'un ensemencement des graines des espèces arbustives et le semis direct de semences de *Quercus rotundifolia* et de *Tetraclinis articulata*. Parallèlement à cette intervention, on doit penser à

empêcher l'homme de se servir du milieu d'une manière anarchique et abusive, en lui donnant le moyen et la possibilité de vivre (distribution des plants fruitiers, des ruches, amélioration financière, emploi dans les travaux surtout forestiers...) et de se chauffer au gaz, de délimiter et d'améliorer des zones de parcours pour son troupeau. Enfin, il est utile d'ensemencer l'idée de la protection et du respect de l'environnement par le biais de la sensibilisation et la vulgarisation.

Remerciements

Nous remercions le centre de recherche forestière (INRF) représenté par Morsli (directeur de la station de Mansourah, Tlemcen) et la Conservation des forêts de Tlemcen représentée par A. Tani-Youcfi, de leur aide et de leur coopération efficiente. Nous remercions les enseignants du département d'agro-foresterie, université Tlemcen, en particulier M. Tarik Rachid Bouhraoua, directeur du laboratoire de recherche forestière : « Gestion conservatoire de l'eau, du sol et du milieu forestier ». Notre sincère gratitude à toute personne ayant contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Références

- Aime S., Lardon S., Remaoun K., 1986. Les structures à grande échelle de la végétation et du milieu en limite subhumide/semi-aride Oranie. *Ecol. Méd. Aix Marseille III* 3-4 : 49-57.
- Aafi A., Achhal El Kadmiri A., Benabid A., Rochdi M., 2005. Richesse et diversité floristique de la suberaie de la Mamora (Maroc). *Málaga, Acta Botanica Malacitana* 30 : 127-138.
- Achhal El Kadmiri A., Ziri R. & Khattabi A., 2004. Analyse phytosociologique des formations de matorral du massif des Béni-Snassène (Maroc oriental). *Málaga, Acta Botanica Malacitana* 29 : 67-87.
- Ainad Tabet M., 1996. *Analyses écofloristiques des grandes structures de végétation dans les Monts de Tlemcen (approche phyto-écologique)*. Thèse Mag. ISN., Univ. Tlemcen, 111 p.
- Alcaraz C., 1982. *La végétation de l'Ouest algérien*. Thèse d'État. univ. Perpignan, 415 p.
- Aubert G., 1978. *Méthodes d'analyse des sols*. 2^e éd. Centre national de documentation pédagogique. CNDP Marseille, 191 p.
- Bammi J. & Douira A., 2004. Contribution à la connaissance de la flore vasculaire de la forêt de l'Achach (Plateau central), Maroc. *Málaga, Acta Botanica Malacitana* 29 : 23-41.
- Barbero M., Quézel P. & Loisel R., 1990. Les apports de la phytoécologie dans l'interprétation des changements et perturbations induits par l'homme sur les écosystèmes forestiers méditerranéens. *Forêt méditerranéenne XII* : 194-215.
- Belhacini F., 2003. *Contribution à une étude comparative de la végétation endémique de la région de Tlemcen (de 60 à 2003)*. Mém. Mag., Écologie., Univ. Tlemcen, 123 p.
- Benabdelli K., 1996. *Aspects physionomico-structural et dynamique des écosystèmes forestiers face à la pression anthropozoogène dans les Monts de Tlemcen et les Monts de Dhaya (Algérie septentrionale occidentale)*. Thèse Doc. Es Sc. Univ. Sidi Bel Abbes. T. 1 et 2, Annexes, 356 p.
- Benabid A., 1977. Étude sylvo-pastorale de la tétracliniaie de l'Amisittène (Maroc). *Eco. Médit.* : 125-139.
- Benet M., 1985. *Évolution de la plate-forme de l'ouest algérien et du nord-est marocain au cours du jurassique supérieur et au début du crétacé : stratigraphie, milieux de dépôt et dynamique sédimentaire*. Doc-Lab-Géol. Lyon n° 95. (Fasc.1). Département des sciences de la terre, Université Claude Bernard, Lyon, 367 p.
- Benzecri J.P., 1973. *L'analyse des données. La taxonomie*. Éd. Dunod, Paris, tome I, 675 p.
- Blanca G., Cabezudo B., Cueto M., Fernández López C. & Morales Torres C., 2009. *Flora Vasculare de Andalucía Oriental Flora Vasculare de Andalucía*. Eds. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla. [2009-2010-15, 23: 28].
- Bouazza M., Mahboubi A., Loisel R., Benabadi N., 2001. Bilan de la flore de la région de Tlemcen (Oranie-Algérie). *Forêt méditerranéenne XXII*. N° 2, 7 : 130-136.
- Bourbouze A., 2003. *Stratégies des éleveurs et politiques forestières dans les montagnes méditerranéennes : du conflit à la conciliation*. 13 p. Disponible à l'IAM de Montpellier.
- Braun-Blanquet J., 1936. *La chênaie d'Yeuse méditerranéenne (Quercion ilicis)*. Monographie phytosociologique. Comm. SIGMA, n° 45, 150 p.
- Braun-Blanquet J., 1951. *Les groupements végétaux de la France méditerranéenne*. CNRS, Paris, 297 p.
- Casagrande A., 1934. *Die oraemeter methodzür bestimmung der koruerverteilung von boden*. Berlin, 66 p.
- Daget Ph., 1989. De la réalisation des plans d'échantillonnage en phytosociologie générale. Quelques algorithmes d'allocation. *Biocénoses* T. 4, N. I(2) : 98-118.
- Dahmani M., 1997. *Le chêne vert en Algérie. Syntaxonomie, Phytoécologie et dynamique des peuplements*. Thèse doct. Es-Sci. en Écologie. Inst. Sc. Nat. Unv. Sc. et Tech Houari Boumediène (USTHB), Alger, 329 p.
- Davis S.D., Hewood V.H. & Hamilton A.C., 1994. *Centres of plant diversity. A guide and strategy for their conservation*. Volume 1. Europe, Africa, South West Asia and the Middle East, WWF. & IUCNIUCN Public. Unit, Cambridge, 354 p.
- Deil U., 1993. Le tangérois : aspects biogéographiques et problèmes de conservation des ressources végétales. In : M. Refass (éd.), *Tanger : espace, économie et société*. Rabat, Tanger : 17-30.
- Djebaili S., 1984. *La steppe algérienne, phytosociologie et écologie*. OPU, Alger, 127 p.

- Doumergue F., 1910. *Carte géologique de l'Algérie au 1/50 000*. Feuille n° 271, Lamoricière ; Feuille n° 300, Temy ; feuille n° 270, Tlemcen. Publ. Serv. Carte géol. Algérie 1910.
- DPAT, 2008. *Données sur le recensement général de la population humaine (2007)*. Monographie de la Wilaya de Tlemcen année 2008, 265 p.
- DSA, 2008. *Rapport sur la situation des zones agricoles de la Wilaya de Tlemcen. Statistiques agricoles de la Wilaya Tlemcen (Données sur le cheptel vif)*. Direction des services agricoles, 2008.
- Duchauffour Ph., 1977. *Pédologie I. Pédogenèse et classification*. Masson, Paris, 477 p.
- El Hamrouni A., 1978. *Étude phytosociologique et problèmes d'utilisation et d'aménagement dans les forêts de la région de Kasserine (pin d'Alep)*. Thèse Doct. Ing. Fac. Sc. et Tech. Saint-Jérôme, Université Aix-Marseille III, 106 p.
- El-Hamrouni A., 1992. *Végétation forestière et préforestière de la Tunisie : typologie et éléments pour la gestion*. Thèse, Doct. Es-Scie. Univ. Aix-Marseille III, 220 p.
- Emberger L., 1952. *Sur le quotient pluviothermique*. C.R.A.Sc. CCXXXIX : 2508-2510.
- FAO/FIDA, 1993. *Projet de développement des monts de Beni-Chougrane : étude de diagnostic des systèmes de production*. Food and Agriculture Organization (FAO), 96 p.
- Fennane M., 2003. Inventaire des communautés végétales à l'aide du phytosociologue au Maroc. *Ecologia Mediterranea* 29 (1) : 87-106.
- Fennane M. & Ibn Tattou M., 1998. Catalogue des plantes endémiques, rares et menacées du Maroc. *Bocconea* 8 : 1-243.
- Fennane M., 1988. Phytosociologie des tétraclinaires marocaines. *Bull. Inst. Sci., Rabat*, n° 12 : 99-148.
- Fennane M., Ibn Tattou M., Mathez J., Ouyahya A. & El Oualidi J., 2007. *Flore pratique du Maroc, 2. Angiospermae (Leguminosae-Lentibulariaceae)*. Trav. Ins. Sci. Sér. Bot., n° 38. Institut scientifique, UMV Agdal, Rabat, I-XI : 1- 636.
- Fennane M., Ibn Tattou M., Mathez J., Ouyahya A. & El Oualidi J., 1999. *Flore pratique du Maroc, 1. Pteridophyta, Gymnospermae, Angiospermae (Lauraceae-Neuradaceae)*. Trav. Ins. Sci. Sér. Bot., n° 36. Institut scientifique, UMV Agdal, Rabat, I-XV : 1-560.
- Gaouar A., 1980. Hypothèse et réflexions sur la dégradation des écosystèmes forestiers dans la région de Tlemcen (Algérie). *Publ. Forêt médit.* Tome II, n° 2 : 131-146.
- Gharzouli R., 1977. *Essai de détermination de gradients altitudinaux pluviométriques et thermiques en zone aride : application bioclimatique*. Mem. DES : USTHB, 31p. + annexe.
- Greuter W., 1991. Botanical diversity, endemism, rarity, and extinction in the Mediterranean area: an analysis based on the published volumes of Mad-Checklist. *Botanika Chronika* 10: 63-79.
- Guinochet M., 1973. *Phytosociologie*. Éd. Masson. Paris, 227 p.
- Guinochet M., 1980. Essai sur quelques syntaxons des *Cisto-Rosmarinetea* et des *Quercetea ilicis* d'Algérie et de Tunisie. *Phyto-écologia* 7 : 436-466.
- Hadjadj Aoul S., 1995. *Les peuplements du Thuya de berbérie (Tetraclinis articulata, Vahl, Master) en Algérie : phytoécologie, syntaxonomie et potentialités sylvicoles*. Thèse. Doc. d'État, Univ. Aix-Marseille III, 159 p.
- Hadjadj Aoul S., Chouieb M. & Loisel R., 2009. Effet des facteurs environnementaux sur les premiers stades de la régénération naturelle de *Tetraclinis articulata* (Vahl, Master) en Oranie. *Ecologia mediterranea*, vol. 35 : 19-31.
- Huetz De Lempis A., 1970. *La végétation de la terre*. Masson, Paris, 133 p.
- Ihaka R. & Gentleman R., 1996. R: a language for data analysis and graphics. *J. Comput. Graph. Statist.* 5 : 299-314.
- Ikerroud M., 2000. *Évaluation des ressources forestières nationales*. Alger, DGF, 39 p.
- Le Houerou H.N., 1971. *Les bases écologiques de la production pastorale et fourragère en Algérie*. FAO Div. Prod. Prot. Plats, 60 p.
- Letreuch-Belarouci N., 2001. De la nécessité d'établir des stratégies de reboisement en Algérie sur la base de la biodiversité. Edi. Labo. Eco-Développement des espaces. Univ. Djilali Liabbes avec coll. L'unité de recherche INRAA Sidi Bel-Abbes. *Revue : Eco-systems*, n° 1, vol. 1 : 64-66.
- Loisel R., Gomila H., 1993. Traduction des effets du débroussaillage sur les écosystèmes forestiers et préforestiers par un indice de perturbation. *Ann. SSNATV*, 45, 10 : 123-132.
- Lyons J., Trimble S.W., Paine L.K., 2000. Grass versus trees: managing riparian areas to benefit streams of central north America. *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 36 : 919-930.
- Madani T., Hubert B., Lasseur J. & Guérin G., 2001. Association des bovins, des ovins et des caprins dans les élevages de la suberaie algérienne. *Agricultures : Cahier d'études et de recherches francophones*, vol. 10, n° 1 : 9-18.
- Mancini F., 1961. Modificazioni del suolo per effecto dei rimboschimenti-Atti. Congr. Naz. Rimboschimenti Ricostituzione dei Boschi Degradati. *Acc. It. Sc. For.* 1 : 107-129.
- Marañón T., 2001. Ecología del banco de semillas y dinámica de comunidades mediterráneas. In : Zamora R., Pugnaire F.I. (éd.), *Ecosistemas Mediterráneos, Análisis Funcional*. CISC, Madrid : 153-181.
- Mezali M., 2003. *Forum des Nations unies sur les forêts (3^e session, Genève)*. Alger : Ministère de l'Agriculture et du Développement rural et Direction générale des forêts, 9 p.
- Michalet R., 1991. Nouvelle synthèse bioclimatique des milieux méditerranéens. Application au Maroc septentrional. *Rev. Ecol. Apl. Grenoble*, tome I : 60-80.
- Missoumi A., Mederbal K. & Benabdelli K., 2002. Apport des systèmes d'information géographiques dans la prévention et la lutte contre les incendies de forêts. *Rev. Forêt méditerranéenne*, tome XXIII, n° 1, juin 2002 : 11-22.
- Naveh Z., 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio* 29: 199-208.
- Nègre R., 1966. Les thérophytes. *Mem. Soc. Bot. Fr.* : 92-108.
- Quézel P., Barbero M., Benabid A., Loisel R. & Rivas-Martinez S., 1992. Contribution à la connaissance des matorrals du Maroc oriental. *Phytoecologia* 21 (1-2) : 117-174.
- Quézel P., Barbero M. & Benabid A., 1987. Contribution à l'étude des groupements forestiers et préforestiers du Haut Atlas oriental (Maroc). *Ecol. Médit.* XIII (1, 2) : 107-117.
- Quézel P., 1964. *L'endémisme dans la flore de l'Algérie*. C. R. Soc. Biogeo. :137-149.

- Quézel P., 1976. *Les forêts du pourtour méditerranéen : écologie, conservation et aménagement*. Unesco. Note technique du MAB, 2 : 9-33.
- Quézel P., 2000. *Réflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen*. Ibis Press. Édit., Paris, 117 p.
- Quézel P., Santa S., 1962-1963. *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. Paris, Éd. CNRS, 2 vol., 1 170 p.
- Ramade F., 2003. *Éléments d'écologie, écologie fondamentale*. Paris, Dunod, 3^e éd., 690 p.
- Raunkiaer C., 1934. *The life forms of plants and statistical plant. Geography*. Clarendon Press, Oxford, 632 p.
- Rivas-Martinez S., Costa M. & Izco J., 1984. Syntaxonomia de la clase *Quercetea ilicis* en El Mediterraneo occidental. *Not. Fitosoc.* 19 (11): 71-98.
- Rivas-Martinez S., 1974. *La végétation de la classe des Quercetea ilicis en Espagne et Portugal*. *Anal. Inst. Bot. Cavanilles*, Madrid, 31, 2, 54 : 205-259.
- Rivas-Martinez S., 1977. Sur la végétation des pelouses thérophytiques de l'Europe occidentale. La végétation des pelouses sèches à thérophytes. *Colloques phytosociologiques* 6 : 55-71.
- Rivas-Martinez S., Diaz T., Prieto J.A., Loidi J. & Penas A., 1991. *Festuco hystricis-Ononidetea striatae* y *Rosmarinetea officinalis*, Clases de végétation indépendantes. *Itinera Geobot.* 5 : 505-516.
- Seladji A., 2006. *Aspects écofloristiques et propositions d'aménagements au niveau de la région de Honain « Monts des Traras » (Nord de Tlemcen – Oranie)*. Mém. Magister., Dép. Forest., Univ. Tlemcen, 155 p.
- Seltzer P., 1946. *Le climat de l'Algérie*. Inst. Météo. et Phys. du Globe. Univ. Alger, 219 p. + carte h.t.
- Tatoni T.H., Barbero M. & Gachet S., 1999. Dynamique des boisements naturels en Provence. *Ingénieries* : 49-59.
- Ter Braak C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- Thinthoin R., 1948. *Les aspects physiques de tell Oranais, essai de morphologie de pays semi-aride*. Ouvrage publié avec le concours du CNRS, Éd. L. Fouque, 639 p.
- Valdés B., Rejdali M., Achhal El Kadmiri A., Jury S.L. & Montserrat J.M., 2002. *Catalogue annoté des plantes vasculaires du Nord du Maroc, incluant des clés d'identification*. Consejo Superior de Investigaciones Cientificas, Madrid, 2 vol.
- Valla M., 1984. *Travaux pratiques de pédologie*. Inst. Nat. Ens. Sup. Biol. Tlemcen, 45 p.
- Verlaque R., Médail F., Quézel P. & Babinot J.-F., 1997. Endémisme végétal et paléogéographie dans le bassin méditerranéen. Plant endemism and palaeogeography in the Mediterranean Basin. *Geobios, M.S.* n° 21: 159-166.
- Woodward F.I., 1987. *Climate and plant distribution*. Cambridge University Press, Cambridge.

Annexe

Inventaire des espèces floristiques recensées au cours de notre travail, année 2008

Abréviations

Types biologiques	Appréciation d'abondance
Ph : Phanérophytes	AC : assez commun
Ch : Chaméphytes	C : commun
He : Hémicryptophytes	CC : très commun
Ge : Géophytes	CCC : particulièrement répandu
Th : Thérophytes	AR : assez rare
	R : rare
	RR : très rare
	RRR : rarissime

Taxons (d'après Q&S 1962-1963)	Type biologique (Nègre 1962 Q&S 1962-1963 et Dahmani 1997)	Type biogéographique (d'après Q&S 1962-1963)	Familles (d'après Q&S 1962-1963)	Appréciation d'abondance (Q&S 1962-1963)	Fréquence absolue sur 120 échantillons	Fréquence relative (%)
<i>Acer monspessulanum sbsp eu-monspessulanum P.F.</i>	Ph	Méd	Acéracées	C	1	0,83
<i>Adonis annua L.</i>	Th	Méd	Renonculacées	AC	1	0,83
<i>Adonis dentata Del.</i>	Th	Méd	Renonculacées	C	1	0,83
<i>Aegilops triuncialis L.</i>	Th	Méd-Irano-Tour	Poacées	C	18	15,00
<i>Agropyron repens L.</i>	He	Circum-bor	Poacées	AC	1	0,83
<i>Ajuga camaepitys Schreb</i>	Th	Euras-Méd	Lamiacées	AR	2	1,67
<i>Ajuga iva L. Schreb</i>	Ch	Méd	Lamiacées	CC	1	0,83
<i>Allium triquetrum L.</i>	Ge	Méd	Liliacées	C	5	4,17
<i>Alyssum alpestre L. ssp serpyllifolium Desf.</i>	Ch	Oro-Méd	Brassicacées	AR	9	7,50
<i>Alyssum campestre L.</i>	Th	Méd	Brassicacées	R	6	5,00
<i>Alyssum parviflorum Fisch.</i>	Ch	Méd	Brassicacées	R	5	4,17
<i>Ammoides verticillata Desf. Briq</i>	Th	Méd	Apiacées	CC	2	1,67
<i>Ampelodesma mauritanicum (Poirot) Dur. et Sch</i>	He	W. Méd	Poacées	CC	46	38,33
<i>Anacyclus radiatus Lois.</i>	Th	Eur-Méd-Syrie	Astéracées	C	1	0,83
<i>Anagalis arvensis sbsp latifolia L. Br-BI et Maire.</i>	Th	Sub - Cosm	Primulacées	C	16	13,33
<i>Anarrhinum fruticosum Desf.</i>	Ch	W.N.A	Astéracées	R	3	2,50
<i>Anthyllis tetraphylla L.</i>	Th	Méd	Fabacées	C	8	6,67
<i>Anthyllis vulneraria L. ssp saharae (Zag.) Beck.</i>	Th	Eur-Méd	Fabacées	R	3	2,50
<i>Arabis auriculata Lamk.</i>	Th	Méd	Brassicacées	AC	4	3,33
<i>Arabis pubescens (Desf.) Poir.</i>	He	End. N. À	Brassicacées	AC	2	1,67
<i>Arbutus unedo L.</i>	Ph	Méd	Ericacées	CC	2	1,67
<i>Arenaria serpyllifolia L.</i>	Th	Euras	Caryophyllacées	C	3	2,50
<i>Arisarum vulgare ssp exsertum M. et W.</i>	Ge	Circum-Méd	Aracées	C	24	20,00
<i>Aristolochia longa ssp paucinervis (pomel) Batt.</i>	Ge	Méd	Aristolochiacées	R	1	0,83
<i>Asparagus acutifolius L.</i>	Ge	Méd	Liliacées	CC	22	18,33
<i>Asparagus albus L.</i>	Ge	W. Méd	Liliacées	C	11	9,17
<i>Asparagus stipularis Forsk.</i>	Ge	Macar-Méd	Liliacées	C	11	9,17
<i>Asperula hirsuta L.</i>	He	W. Méd	Rubiacees	CC	15	12,50
<i>Asphodelus microcarpus Salzm et Viv</i>	Ge	Canar-Méd	Liliacées	CC	43	35,83
<i>Atractylis cancellata L.</i>	Th	Méd	Astéracées	CCC	6	5,00
<i>Atractylis carduus Forsk</i>	Ch	Sah	Astéracées	CC	2	1,67
<i>Atractylis humilis sbsp caespitosa (Desf.) M.</i>	Ch	Ibéro-Maur	Astéracées	CC	16	13,33
<i>Avena Alba Vahl.</i>	Th	Méd-Irano-Tour	Poacées	CC	2	1,67
<i>Avena sterilis L.</i>	Th	Macar-Méd-Irano-Tour	Poacées	CC	7	5,83
<i>Balansaea globerrima (Desf.) Lange</i>	Ge	End.N.A	Apiacées	CC	6	5,00
<i>Ballota hirsuta Benth.</i>	Ch	Ibéro-Maur	Lamiacées	AC	7	5,83
<i>Bellis silvestris L.</i>	He	Circum-Méd	Astéracées	CCC	27	22,50
<i>Biscutella didyma L.</i>	Th	Euras	Brassicacées	CC	5	4,17
<i>Borago officinalis L.</i>	Th	W. Méd	Boraginacées	CC	1	0,83
<i>Brachypodium distachyum L.</i>	Th	Paléo-Sub-Trop	Poacées	CC	14	11,67
<i>Brassica amplexicaulis (Desf.) Pomel.</i>	Th	AN.-Sic.	Brassicacées	CC	5	4,17
<i>Bromus madritensis L.</i>	Th	Eur-Méd	Poacées	CC	13	10,83
<i>Bromus rubens L.</i>	Th	Paléo-Sub-Trop	Poacées	CC	28	23,33
<i>Bupleurum balansae B. et R.</i>	He	End. N. À	Apiacées	AC	1	0,83
<i>Bupleurum rigidum L.</i>	He	W. Méd	Apiacées	RR	3	2,50
<i>Calendula arvensis L.</i>	Th	Sub-Méd	Astéracées	CCC	12	10,00
<i>Calycotome villosa sbsp intermedia (Salzm.) M.</i>	Ph	Méd	Fabacées	C	13	10,83

Taxons (d'après Q&S 1962-1963)	Type biologique (Nègre 1962 Q&S 1962-1963 et Dahmani 1997)	Type biogéographique (d'après Q&S 1962-1963)	Familles (d'après Q&S 1962-1963)	Appréciation d'abondance (Q&S 1962-1963)	Fréquence absolue sur 120 échantillons	Fréquence relative (%)
<i>Calycotome spinosa</i> L. Lamk.	Ph	W. Méd	Fabacées	CC	26	21,67
<i>Capsella bursa-pastoris</i> L.	He	Méd	Brassicacées	CC	3	2,50
<i>Carduus pycnocephalus</i> L.	Th	Euras	Astéracées	CC	6	5,00
<i>Carex halleriana</i> Asso.	He	Méd	Cypéracées	C	13	10,83
<i>Carlina involucrata</i> ssp. <i>Corymbosa</i> (Poiret) Batt.	He	Euras. N. À	Astéracées	CCC	6	5,00
<i>Carlina racemosa</i> L.	He	Ibéro-N. A-Sicile	Astéracées	CCC	1	0,83
<i>Carthamus pectinatus</i> Desf.	He	Alg- Mar	Astéracées	AR	3	2,50
<i>Catananche caespitosa</i> Desf.	He	End.- Alg-Mar	Astéracées	AR	2	1,67
<i>Catananche coerulea</i> L.	He	W. Méd	Astéracées	CC	12	10,00
<i>Centaurea incana</i> Desf.	Th	Ibéro-Maur	Astéracées	CC	1	0,83
<i>Centaurea pullata</i> L.	Th	Méd	Astéracées	CCC	2	1,67
<i>Centaurium spicatum</i> L. Fritsch.	Th	Méd	Gentianacées	C	1	0,83
<i>Cerastium glomeratum</i> (Thuill.)	Th	Cosm	Caryophyllacées	C	2	1,67
<i>Ceratonia siliqua</i> L.	Ph	Méd	Cesalpiniées	C	1	0,83
<i>Chamaerops humilis</i> sbsp <i>argentea</i> L.	Ch	Méd	Palmacées	CC	32	26,67
<i>Chrysanthemum grandiflorum</i> L. Batt.	Th	End	Astéracées	CC	1	0,83
<i>Chrysanthemum paludosum</i> ssp <i>glabrum</i> (Poiret).M.	Th	Ibéro-Maur	Astéracées	CCC	1	0,83
<i>Cirsium echinatum</i> (Desf.) DC.	He	W. Méd	Astéracées	CCC	2	1,67
<i>Cistus albidus</i> L.	Ph	Méd	Cistacées	AC	1	0,83
<i>Cistus clusii</i> (Dunal.)	Ph	Ibér-Baléares-Sicile-N. À	Cistacées	R	1	0,83
<i>Cistus creticus</i> L. Batt.	Ph	Méd	Cistacées	AC	8	6,67
<i>Cistus salvifolius</i> L.	Ph	Méd	Cistacées	CC	10	8,33
<i>Cistus sericeus</i> . (Munby.) non vahl.	Ch	End. Alg. Maroc	Cistacées	R	3	2,50
<i>Cistus villosus</i> L.	Ch	Méd	Cistacées	AR	8	6,67
<i>Clematis flammula</i> L.	Ph	Méd	Renonculacées	C	2	1,67
<i>Convolvulus althaeoides</i> L.	He	Macar-Méd	Convolvulacées	CC	5	4,17
<i>Coronilla minima</i> L.	Ch	Méd-Eur	Fabacées	AC	1	0,83
<i>Cotyledon umbilicus-veneris</i> ssp <i>pendulina</i> DC. Batt.	He	Méd. Atl	Résidacées	AC	2	1,67
<i>Crataegus oxyacantha</i> L.	Ph	Eur-Méd	Rosacées	C	3	2,50
<i>Crucianella angustifolia</i> L.	Th	Eur. Méd	Rubiacées	AC	5	4,17
<i>Cynanchum acutum</i> L.	Th	Méd-As.	Asclepiadacées	CC	4	3,33
<i>Cynoglossum cheirifolium</i> L.	He	Méd	Boraginacées	C	4	3,33
<i>Cynoglossum clandestinum</i> Desf.	He	W. Méd	Boraginacées	CC	2	1,67
<i>Cynoglossum dioscoridis</i> Vill.	He	W. Méd	Boraginacées	AC	3	2,50
<i>Cynosurus echinatus</i> L.	Th	Méd.-Macar.	Poacées	R	14	11,67
<i>Cynosurus elegans</i> Desf.	Th	Méd-Macar	Poacées	C	1	0,83
<i>Cytisus triflorus</i> L'Herit.	Ph	W. Méd	Fabacées	R	3	2,50
<i>Dactylis glomerata</i> L.	He	Paléo-Temp	Poacées	C	37	30,83
<i>Daphne gnidium</i> L.	Ph	Méd	Thymelacées	C	19	15,83
<i>Daucus carota</i> L. sbsp. <i>Maximus</i>	He	Méd	Apiacées	R	2	1,67
<i>Daucus muricatus</i> L.	Th	Méd	Apiacées	CC	3	2,50
<i>Delphinium peregrinum</i> L.	Th	Méd	Renonculacées	AC	6	5,00
<i>Dianthus caryophyllus</i> ssp <i>virgineus</i> (L.) Rouy.	Ch	Eur-Méd	Caryophyllacées	CC	9	7,50
<i>Diplotaxis harra</i> (Forsk.) Boiss.	Th	End. Sud mar	Brassicacées	C	3	2,50
<i>Echinaria capitata</i> L. Desf.	Th	Atl-Méd	Poacées	C	3	2,50
<i>Echinops spinosus</i> ssp. <i>Bovei</i> (Boiss.) Maire.	He	S. Méd-Sah	Astéracées	CC	1	0,83
<i>Echium italicum</i> L.	He	Méd	Boraginacées	AC	2	1,67
<i>Erodium hirtum</i> Desf.	Ch	E.N.A	Géraniacées	C	2	1,67
<i>Erodium hymenodes</i> L 'Her.	He	End	Géraniacées	AC	3	2,50
<i>Erodium moschatum</i> (Brum.) L'Her.	Th	Méd	Géraniacées	CC	11	9,17
<i>Eryngium campestre</i> L.	He	Eur.-Méd	Apiacées	RR	3	2,50
<i>Eryngium tricuspdatum</i> L. Maire.	He	W. Méd	Apiacées	CC	10	8,33
<i>Erysimum bocconeii</i> (All.) Pers.	He	Oro-Méd	Brassicacées	AC	1	0,83
<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.	Ch	Eur	Euphorbiacées	R	1	0,83
<i>Euphorbia falcata</i> L.	Th	Méd- As	Euphorbiacées	AC	1	0,83
<i>Evax crocidion</i> Pomel.	Th	Alg-Mar	Astéracées	R	1	0,83
<i>Evax pygmaea</i> (L.) Brot.	Th	Circum-Méd	Astéracées	CCC	1	0,83
<i>Fagonia cretica</i> L.	Th	Méd	Zygophyllacées	C	1	0,83
<i>Fedia cornicopiae</i> L. Gaertn.	Th	Méd	Valerianacées	CC	1	0,83
<i>Ferula communis</i> L.	He	Méd	Apiacées	CC	18	15,00
<i>Festuca caerulea</i> Desf.	He	Ibéro-Maur-Sicile	Poacées	CC	3	2,50
<i>Festuca triflora</i> Desf.	He	End. Algé-Maroc	Poacées	AC	5	4,17
<i>Filago exigua</i> Sibth.	Th	End	Astéracées	AR	1	0,83
<i>Fumana ericoides</i> var <i>scoparia</i> (Pomel). M.	Ch	Euras-Alg-Maroc	Cistacées	CC	1	0,83

Taxons (d'après Q&S 1962-1963)	Type biologique (Nègre 1962 Q&S 1962-1963 et Dahmani 1997)	Type biogéographique (d'après Q&S 1962-1963)	Familles (d'après Q&S 1962-1963)	Appréciation d'abondance (Q&S 1962-1963)	Fréquence absolue sur 120 échantillons	Fréquence relative (%)
<i>Fumana fontanesii</i> Pomel.	Ch	End-Alg-Maroc	Cistacées	AC	2	1,67
<i>Fumana laevipes</i> L. Spach.	Ch	Eur-Méd	Cistacées	C	1	0,83
<i>Fumana thymifolia</i> L. Verlot.	Ch	Euras-Afr-Sept	Cistacées	CC	17	13,3
<i>Galium aparine</i> L.	Th	Paléo- Temp	Rubiaceées	CC	4	3,33
<i>Galium fruticosum</i> Willd.	Ch	Méd	Rubiaceées	C	2	1,67
<i>Galium mollugo</i> L.	Ch	Euras	Rubiaceées	CC	11	9,17
<i>Galium parisiense</i> L.	Th	Sub. Méd. Atl.	Rubiaceées	CC	2	1,67
<i>Genista erioclada</i> sbsp <i>atlantica</i> (Spach.) M.	Ch	End	Fabacées	R	3	2,50
<i>Genista spartioides</i> var <i>pomariensis</i> (Maire).	Ch	Ibéro-Maur	Fabacées	R	1	0,83
<i>Genista tricuspida</i> Desf.	Ch	End N. À	Fabacées	CC	16	13,33
<i>Geranium atlanticum</i> Boiss et Reut.	He	End.N.A	Géraniacées	C	1	0,83
<i>Geranium robertianum</i> sbsp <i>purpureum</i> Vill.	Th	Cosm	Géraniacées	CC	2	1,67
<i>Gladolus byzantinus</i> Mill.	Ge	Méd	Iridacées	C	2	1,67
<i>Globularia alypum</i> L.	Ch	Méd	Globulariacées	CC	33	27,50
<i>Hedera helix</i> L.	Ph	Eur-Méd	Araliacées	CC	1	0,83
<i>Helianthemum cinereum</i> sbsp <i>rubellum</i> (Presl.) M.	Ch	Eur. mérid. (sauf France) N. À	Cistacées	C	11	9,17
<i>Helianthemum helianthemoides</i> (Desf.). Gross.	Ch	End-N. À	Cistacées	CC	8	6,67
<i>Helianthemum hirtum</i> sbsp <i>ruficomum</i> (Viv.) M.	Ch	N.A.Trip-cyr	Cistacées	CCC	4	3,33
<i>Helianthemum lavandulaefolium</i> (Lamk.) DC. non Mill.	Ch	Eur. Méd	Cistacées	CC	3	2,50
<i>Helianthemum ledifolium</i> L. Mill.	Th	Canaries-Euras-Afr-Sept	Cistacées	CC	20	16,67
<i>Helianthemum virgatum</i> (Desf.) Pers. P.P.	Ch	Ibéro-Maur	Cistacées	C	5	4,17
<i>Hippocrepis multisiliquosa</i> sbsp <i>ciliata</i> (Willd) M.	Th	Méd	Cistacées	C	7	5,83
<i>Hordeum murinum</i> L.	Th	Circum-bor	Poacées	AR	4	3,33
<i>Hornungia petraea</i> L. Rchb.	Th	Eur. Méd	Brassicacées	AR	2	1,67
<i>Jasminum fruticans</i> L.	Ch	Méd	Oléacées	CC	15	12,50
<i>Juniperus oxycedrus</i> sbsp <i>rufescens</i> L.	Ph	Circum-Méd	Cupressacées	CC	45	37,50
<i>Kentranthus calcitrapa</i> L. Dufr.	Th	Méd	Valérianacées	CC	3	2,50
<i>Knautia arvensis</i> L. Coulter	He	Eur-As	Dipsacacées	AC	1	0,83
<i>Lagurus ovatus</i> L.	Th	Macar-Méd	Poacées	CC	3	2,50
<i>Lamarckia aurea</i> L. Moench.	Th	Macar-Méd-Ethiopie	Poacées	CC	1	0,83
<i>Lamium amplexicaule</i> L.	Th	Cosm	Lamiacées	CC	6	5,00
<i>Lathyrus latifolius</i> L.	He	Méd	Fabacées	CC	1	0,83
<i>Lavandula dentata</i> L.	Ch	W. Méd	Lamiacées	CC	3	2,50
<i>Lavandula stoechas</i> L.	Ch	Méd	Lamiacées	CC	1	0,83
<i>Lavatera trimestris</i> L.	Ch	W. Méd	Malvacées	CC	2	1,67
<i>Leontodon hispidulus</i> sbsp <i>mulleri</i> (Sch. Bip.) M.	He	Méd	Astéracées	CC	8	6,67
<i>Lepidium hirtum</i> L. DC.	He	Oro-W. Méd.	Brassicacées	R	3	2,50
<i>Leuzea conifera</i> L. DC.	He	W. Méd	Astéracées	AC	2	1,67
<i>Linaria heterophylla</i> Desf.	He	Ital-N. A	Scrofulariacées	CC	4	3,33
<i>Linaria reflexa</i> Desf.	Th	Méd	Scrofulariacées	CCC	2	1,67
<i>Linum strictum</i> L.	Th	Méd	Linacées	AC	6	5,00
<i>Linum suffruticosum</i> L.	Ch	W. Méd	Linacées	R	12	10,00
<i>Linum tenue</i> sbsp <i>tenue</i> Desf. Martinez	Th	End-N. A	Linacées	R	1	0,83
<i>Lolium rigidum</i> Gaud.	Th	Paléo-Sub-Trop	Poacées	C	4	3,33
<i>Lonicera implexa</i> L.	Ph	Méd	Caprifoliacées	CC	9	7,50
<i>Lotophyllus argenteus</i> sbsp <i>linnaeanus</i> (Walp.) M.	Ch	Méd	Fabacées	C	2	1,67
<i>Lotus edulis</i> L.	Th	Méd	Fabacées	C	3	2,50
<i>Malva aegyptiaca</i> L.	Th	Sah-Sin-Méd	Malvacées	C	1	0,83
<i>Malva sylvestris</i> L.	He	Euras	Malvacées	CC	1	0,83
<i>Marrubium vulgare</i> L.	He	Cosm	Lamiacées	CC	16	13,33
<i>Medicago minima</i> Grufb.	Th	Eur.-Méd	Fabacées	C	10	8,33
<i>Medicago rugosa</i> Desf.	Th	E. Méd	Fabacées	RR	8	6,67
<i>Melica minuta</i> L.	He	Méd	Poacées	C	4	3,33
<i>Melilotus sicula</i> (Turra) Jackson.	Th	Méd	Fabacées	AC	1	0,83
<i>Melilotus sulcata</i> Desf.	Th	Méd	Fabacées	C	1	0,83
<i>Micropus bombycinus</i> Lag.	Th	Euras-N.A.Trip	Astéracées	CCC	4	3,33
<i>Muscari comosum</i> L. Mill.	Ge	Méd	Liliacées	C	1	0,83
<i>Muscari neglectum</i> Guss.	Ge	Eur-Méd	Liliacées	AC	1	0,83
<i>Myosotis versicolor</i> (Pers.) Smith.	Th	Méd	Boraginacées	RR	3	2,50
<i>Nepeta multibracteata</i> Desf.	Ch	Portugal-A. N	Lamiacées	AC	2	1,67
<i>Nerium oleander</i> L.	Ph	Méd	Apocynacées	CC	1	0,83
<i>Nigella hispanica</i> sbsp <i>atlantica</i> L. Murb.	Th	Ibéro-Maur	Renonculacées	C	1	0,83
<i>Olea europea</i> var. <i>Oleaster</i> L. DC.	Ph	Méd	Oléacées	CC	20	16,67
<i>Ononis pusilla</i> L.	He	Méd	Fabacées	AC	1	0,83

Taxons (d'après Q&S 1962-1963)	Type biologique (Nègre 1962 Q&S 1962-1963 et Dahmani 1997)	Type biogéographique (d'après Q&S 1962-1963)	Familles (d'après Q&S 1962-1963)	Appréciation d'abondance (Q&S 1962-1963)	Fréquence absolue sur 120 échantillons	Fréquence relative (%)
<i>Ornithogalum umbellatum</i> L.	Ge	Alt-Méd	Liliacées	C	6	5,00
<i>Oryzopsis miliacea</i> L. Assch et Schiv.	Ch	Méd-Irano-Tour	Poacées	C	7	5,83
<i>Osyris alba</i> L.	Ch	Méd	Santalacées	AC	2	1,67
<i>Osyris quadripartita</i> Salzm.	Ph	Ibéro-Maur	Santalacées	AC	3	2,50
<i>Pallenis spinosa</i> (L.)Cass.	He	Eur-Méd	Astéracées	CC	18	15,00
<i>Papaver rhoeas</i> L.	Th	Paléo-Temp	Papavéracées	C	4	3,33
<i>Paronychia argentea</i> (Pourr.) Lamk.	He	Méd	Caryophyllacées	C	24	20,00
<i>Phagnalon rupestre</i> L. DC.	Ch	Circum-Méd	Astéracées	C	5	4,17
<i>Phagnalon saxatile</i> L. Cass.	Ch	Méd	Astéracées	CC	20	16,67
<i>Phillyrea angustifolia</i> L. sbsp. eu-angustifolia.	Ph	Méd	Oléacées	R	22	18,33
<i>Phlomis bovei</i> de Noé.	He	End	Lamiacées	C	2	1,67
<i>Pistacia lentiscus</i> L.	Ph	Méd	Térébinthacées	CC	42	35,00
<i>Pistacia terebinthus</i> L.	Ph	Méd	Térébinthacées	AC	4	3,33
<i>Plantago albicans</i> L.	He	Méd	Plantaginacées	CC	2	1,67
<i>Plantago lagopus</i> L.	Th	Méd	Plantaginacées	CC	8	6,67
<i>Plantago ovata</i> Forsk.	Th	Méd	Plantaginacées	CC	2	1,67
<i>Plantago serraria</i> L.	He	W. Méd	Plantaginacées	CC	2	1,67
<i>Prasium majus</i> L.	Ph	Méd	Lamiacées	CC	2	1,67
<i>Pulicaria vulgaris</i> sbsp pomelia (F. et M.) Q. et S.	Ch	Paléo-Temp	Astéracées	RRR	1	0,83
<i>Quercus coccifera</i> L.	Ph	W. Méd	Fagacées	C	12	10,00
<i>Quercus faginea</i> L. ssp. Tlemcenensis (DC.) M. et W.	Ph	Méd-Atl	Fagacées	AC	3	2,50
<i>Quercus rotundifolia</i> (= <i>Q. ilex</i> var. <i>ballota</i> (Desf.) AC.)	Ph	Méd	Fagacées	C	66	55,00
<i>Ranunculus bulbosus</i> L. ssp Aleae (Willk)	He	Euras	Renonculacées	C	3	2,50
<i>Ranunculus spicatus</i> Desf. M.	He	Ibéro-Maur-Sicile	Renonculacées	C	5	4,17
<i>Reseda alba</i> L.	Ch	Euras	Résédacées	AC	3	2,50
<i>Reseda luteola</i> L.	He	Euras	Résédacées	AC	2	1,67
<i>Rhamnus alaternus</i> L.	Ph	Méd	Rhamnacées	AR	4	3,33
<i>Rhamnus lycioides</i> sbsp oleoides (L.) Jah. et M.	Ph	W. Méd	Rhamnacées	AC	10	8,33
<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	Th	Méd	Brassicacées	AC	2	1,67
<i>Rosa canina</i> L.	Ph	Euras	Rosacées	C	2	1,67
<i>Rosa sempervirens</i> L.	Ph	Méd	Rosacées	R	3	2,50
<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	Ch	Méd	Lamiacées	C	10	8,33
<i>Rosmarinus tourneforti</i> de Noé	Ch	End	Lamiacées	R	11	9,17
<i>Rubia peregrina</i> L.	Ph	Méd-Atl	Rubiacées	CC	9	7,50
<i>Ruscus aculeatus</i> L.	Ge	Atl-Méd	Liliacées	C	6	5,00
<i>Ruscus hypophyllum</i> L.	Ge	Madere-Eur-Méd	Liliacées	AC	2	1,67
<i>Ruta chalepensis</i> L.	Ch	Méd	Rutacées	C	2	1,67
<i>Ruta montana</i> (Clus.) L.	Ch	Méd	Rutacées	C	2	1,67
<i>Salvia officinalis</i> L.	Ch	Eur	Lamiacées	AC	3	2,50
<i>Salvia verbeneca</i> (L.) Briq.	He	Méd-Atl	Lamiacées	AC	4	3,33
<i>Satureja briquetii</i> M.	Ch	End-Alg-Mar	Lamiacées	R	1	0,83
<i>Satureja calamintha</i> ssp. Adscendens (Jord.)	He	Euras	Lamiacées	CC	1	0,83
<i>Satureja graeca</i> L.	Ch	Méd	Lamiacées	CC	3	2,50
<i>Satureja rotundifolia</i> (Pers.) Briq.	Th	Méd	Lamiacées	CC	2	1,67
<i>Satureja vulgaris</i> sbsp villosa (de Noé) Maire.	He	Euras	Lamiacées	CC	1	0,83
<i>Saxifraga tridactylites</i> L.	Th	Circum-bor	Saxifragacées	AC	1	0,83
<i>Scabiosa stellata</i> L. ssp monspeliensis J. Rouy.	Th	W. Méd	Dipsacacées	CC	8	6,67
<i>Schismus barbatus</i> (L.) Thell.	Th	Macar-Méd	Poacées	C	10	8,33
<i>Scilla lingulata</i> Poir.	Ge	End- N. A	Liliacées	C	1	0,83
<i>Scilla peruviana</i> L.	Ge	Madère- W. Méd	Liliacées	C	4	3,33
<i>Scolymus hispanicus</i> L.	He	Méd	Astéracées	CC	6	5,00
<i>Scorpiurus muricatus</i> L.	Th	Méd	Fabacées	C	8	6,67
<i>Scrofularia laevigata</i> sbsp simplicifolia (Batt.) M.	He	N. A	Scrofulariacées	AC	3	2,50
<i>Sedum acre</i> L.	Ch	Euras	Crassulacées	AR	2	1,67
<i>Sedum sediforme</i> (Jacq.) Pau.	Ch	Méd	Crassulacées	C	9	7,50
<i>Senecio vulgaris</i> L.	Th	Sub-Cosm	Astéracées	CCC	5	4,17
<i>Sideritis montana</i> L.	Th	Méd	Lamiacées	RR	2	1,67
<i>Silene glaberrima</i> Faure et Maire.	He	End	Caryophyllacées	RR	2	1,67
<i>Silene italica</i> ssp fontanesiana Maire.	Ch	Méd	Caryophyllacées	C	3	2,50
<i>Sinapis arvensis</i> L.	Th	Paléo-Temp	Brassicacées	AC	12	10,00
<i>Staezelina dubia</i> L.	Ch	Méd	Astéracées	AC	1	0,83
<i>Stellaria media</i> L. Vill.	Th	Cosm	Caryophyllacées	C	2	1,67
<i>Stipa barbata</i> Desf.	He	W. Méd	Poacées	C	3	2,50
<i>Stipa retorta</i> Cav.	Th	Circum-méd	Poacées	C	2	1,67

Taxons (d'après Q&S 1962-1963)	Type biologique (Nègre 1962 Q&S 1962-1963 et Dahmani 1997)	Type biogéographique (d'après Q&S 1962-1963)	Familles (d'après Q&S 1962-1963)	Appréciation d'abondance (Q&S 1962-1963)	Fréquence absolue sur 120 échantillons	Fréquence relative (%)
<i>Stipa tenacissima</i> L.	He	Ibéro-Maur	Poacées	CC	34	28,33
<i>Tetraclinis articulata</i> (Vahl) Masters (= <i>Callitris articulata</i> (Vahl) Link)	Ph	Ibéro-Maurit-Malte	Cupressacées	CC	53	44,17
<i>Teucrium fruticans</i> L.	Ch	Méd	Lamiacées	R	18	15,00
<i>Teucrium polium</i> L. (P.P.)	Ch	Eur-Méd	Lamiacées	C	23	19,17
<i>Teucrium pseudo-chamaepitys</i> var. <i>baeticum</i> L.	Ch	W. Méd	Lamiacées	CC	14	11,67
<i>Thapsia garganica</i> L.	He	Méd	Apiacées	CC	4	3,33
<i>Thlaspi perfoliatum</i> L.	Th	Eur-Méd	Brassicacées	C	15	12,50
<i>Thymus algeriensis</i> Boiss. et Reut.	Ch	End N. À	Lamiacées	CC	1	0,83
<i>Thymus ciliatus</i> sbsp <i>coloratus</i> (B. et R.) Batt.	Ch	End N. À	Lamiacées	C	10	8,33
<i>Thymus ciliatus</i> sbsp <i>mymbyanus</i> (B. et R.) Batt.	Ch	End. N. À	Lamiacées	AR	9	7,50
<i>Thymus hirtus</i> Willd.	Ch	Ibéro-Maur	Lamiacées	C	3	2,50
<i>Thymus lanceolatus</i> Desf.	Ch	End	Lamiacées	R	2	1,67
<i>Thymus capitatus</i> (L) Hoffm et Link.	Ch	Méd	Lamiacées	RR	2	1,67
<i>Torilis nodosa</i> Geartn.	Th	Euras	Apiacées	CC	1	0,83
<i>Tragopogon porrifolius</i> ssp <i>macrocephalus</i> (pomel) Batt.	He	End	Astéracées	C	1	0,83
<i>Trifolium angustifolium</i> L.	Th	Méd	Fabacées	C	4	3,33
<i>Trifolium stellatum</i> L.	Th	Méd	Fabacées	CC	8	6,67
<i>Trifolium tomentosum</i> L.	Th	Méd	Fabacées	C	2	1,67
<i>Ulex boivini</i> Webb.	Ch	Ibéro-Mar	Fabacées	R	22	18,33
<i>Urginea maritima</i> (L.) Baker.	Ge	Can-Méd	Liliacées	C	39	32,50
<i>Valerianella carinata</i> Lois.	Th	Euras	Valérianacées	CC	1	0,83
<i>Valerianella coronata</i> L. DC.	Th	Méd	Valérianacées	C	2	1,67
<i>Valerianella leptocarpa</i> Pomel.	Th	End	Valérianacées	RR	2	1,67
<i>Valerianella morisoni</i> sbsp <i>microcarpa</i> (Lois.) P.F.	Th	Méd	Valérianacées	CC	1	0,83
<i>Vella annua</i> L.	Th	Méd	Brassicacées	AC	6	5,00
<i>Verbascum sinuatum</i> L.	He	Méd	Scrofulariacées	CC	2	1,67
<i>Viburnum tinus</i> L.	Ph	Méd	Caprifoliacées	CC	4	3,33
<i>Vicia onobrychoides</i> L.	He	Méd	Fabacées	AC	1	0,83
<i>Vicia perigrina</i> L.	Th	Méd	Fabacées	C	3	2,50
<i>Vicia sicula</i> (Raf.) Guss.	He	W. Méd	Fabacées	CC	1	0,83
<i>Xeranthemum inapertum</i> (L.) Mill.	Th	Euras-N. A	Astéracées	CC	7	5,83
<i>Ziziphus lotus</i> (L.) Desf.	Ph	Méd	Rhamnacées	CC	1	0,83

Mélanie BURYLO

2010

Relations entre les traits fonctionnels des espèces végétales et leurs fonctions de protection contre l'érosion dans les milieux marneux restaurés de montagne

(264 p. + annexes)

Thèse soutenue le 6 juillet 2010 à l'université de Grenoble.

Jury – Richard MICHALET (P^r université Bordeaux 1), président. Marianne COHEN (maître de conférence, université Paris 7), rapporteur. Nathalie FRASCARIA LACOSTE (P^r agro Paris tech, université Paris Sud), rapporteur. Esther BOCHET (CIDE, Espagne), examinatrice. Éric ROOSE (D^r émérite, IRD Montpellier), examinateur. Alexia STOKES (IR, INRA Montpellier), examinatrice. Freddy REY (CR Cemagref Grenoble), codirecteur. Thierry DUTOIT (P^r université Avignon), directeur.

Mots clés : restauration écologique, marnes, érosion, traits fonctionnels végétaux, services écologiques, déracinement, ensevelissement, fixation des sols, piégeage des sédiments.

Le contrôle de l'érosion et la rétention de sédiments comptent parmi les services les plus importants rendus par la végétation, mais ces fonctions sont de moins en moins bien remplies dans de nombreux milieux. Dans les Alpes du Sud françaises, de vastes affleurements marneux sont soumis à une érosion hydrique intense qui provoque chaque année la perte de quantités considérables de sol et menace les biens et les personnes en aval des bassins versants.

Face à la dégradation des milieux, de nombreuses opérations de restauration écologique sont menées afin de rétablir les fonctions des écosystèmes et d'assurer un contrôle durable de l'érosion. Depuis une dizaine d'années, le rôle des traits fonctionnels dans le fonctionnement des écosystèmes fait l'objet d'un questionnement important en écologie et motive de nombreuses recherches. Les traits fonctionnels déterminent à la fois la réponse des espèces végétales aux contraintes environnementales et leur effet sur les processus des écosystèmes. Ils permettent également la généralisation et la modélisation des résultats pour une plus grande valeur opérationnelle.

Ce travail de thèse s'inscrit dans ce contexte. Il a pour objectif de mieux comprendre les relations entre les traits fonctionnels des plantes et leur performance, décrite à la fois en termes de réponse aux contraintes érosives et d'effet sur les processus érosifs et les pertes de sol, pour la lutte contre l'érosion. En particulier, la résistance des espèces végétales au déracinement et à l'ensevelissement lors d'épisodes érosifs intenses, ainsi que leurs fonctions de stabilisation des sols et de piégeage des sédiments, ont été étudiées sur des espèces herbacées et ligneuses dans leurs premiers stades de développement.

Les résultats obtenus ont montré des différences de performance entre les espèces étudiées et ont permis de mettre en évidence les traits fonctionnels principaux qui influencent la réponse et l'effet des espèces à/sur l'érosion. Ainsi, des traits décrivant la morphologie du système racinaire, tels que le pourcentage de racines fines et la profondeur d'enracinement ont pu être reliés à la résistance au déracinement. La réponse à l'ensevelissement sous des sédiments marneux dépend quant à elle de la forme de croissance. Dans les premiers stades de colonisation par la végétation, la forme de croissance a également influencé de manière significative la stabilité des sols face aux microglissements de sol, les espèces herbacées et arbustives se révélant plus efficaces que les espèces arborées. D'autre part, face au ruissellement concentré, la proportion de racines fines est apparue négativement corrélée aux pertes de sédiments. Enfin, la morphologie aérienne, et notamment la densité de la canopée et la surface foliaire, se sont révélées déterminantes pour le piégeage des sédiments en transit.

Ce travail contribue à approfondir les connaissances en écologie de la restauration appliquée aux milieux érodés de montagne et à améliorer les outils de gestion. En particulier, les résultats peuvent être utilisés pour le diagnostic de la vulnérabilité des milieux à l'érosion ou pour prévoir le succès des opérations de restauration.

Emmanuel CORSE**2010**

***Le « barcoding alimentaire » :
développement d'un nouvel outil
d'écologie moléculaire
pour les milieux d'eau douce.
Exemple au travers de l'étude
de la zone hybride Durance
entre les deux *Chondrostomes* français***

Thèse soutenue le 29 septembre 2010 à l'université de Provence.

Jury – Guillaume LECOINTRE (P^r Muséum national d'histoires naturelles, Paris), président. Henri PERSAT (CR université Claude Bernard, Lyon), rapporteur. Patrick BERREBI (D^r, ISEM, université Montpellier I), rapporteur. Pierre TABERLET (D^r, LECA, université Joseph Fourier, Grenoble), examinateur. Rémi CHAPPAZ (P^r, IMEP, université de Provence), directeur. André GILLES (MCF, IMEP, université de Provence), codirecteur.

Mots clés : barcoding alimentaire ; écologie moléculaire ; PCR réalisées à partir de fèces ; comportement alimentaire ; clade écologique ; cyprinidae, rivière aménagée ; débit régulé ; interaction espèce endémique/introduite ; colmatage du substrat ; analyses morphométriques ; hybridation.

Les aménagements hydroélectriques peuvent avoir comme conséquence l'altération de la disponibilité des ressources trophiques des communautés ichthyologiques, perturbant principalement les espèces benthophages. Or, des travaux ont montré que dans la Durance (rivière fortement aménagée), certaines caractéristiques morphologiques et écologiques étaient déplacées par rapport aux stations de référence chez deux espèces benthophages, le *Chondrostoma toxostoma toxostoma* (*Ctt*, espèce endémique) et le *Chondrostoma nasus nasus* (*Cnn*, espèce introduite), qui s'hybrident dans cette rivière. Afin de mieux comprendre quels étaient les paramètres environnementaux à l'origine de tels changements, nous nous sommes demandés si le régime alimentaire des chondrostomes était perturbé dans la Durance. Le principal objet de cette thèse a donc été d'étudier les régimes alimentaires des chondrostomes dans la Durance et de les comparer à d'autres populations évoluant dans des rivières non aménagées. Pour cela, nous avons échantillonné des populations provenant de zones allopatriques qui nous ont permis de définir des comportements alimentaires de référence. Afin de dissocier l'effet de l'aménagement de la rivière de l'effet sympatrie dans la zone Durance, nous avons échantillonné une seconde zone hybride considérée comme faiblement aménagée, l'Ardèche.

Lors d'une première phase, nous avons utilisé une technique fréquemment employée en écologie : les isotopes stables du carbone et de l'azote. Cette étude a été menée

afin d'étudier la variabilité interindividuelle des comportements alimentaires au sein des populations. La complexité de l'acquisition d'une information fine de la nature des proies ingérées à partir de cette technique nous a amené à développer une méthode d'écologie moléculaire non invasive, basée sur la détermination de l'ADN présent dans les excréments du prédateur. Cette méthode repose sur des PCR (réaction de polymérisation en chaîne) spécifiques permettant de détecter 34 clades à haute information écologique (« clade écologique »). Dans le but de mettre en évidence certains liens morpho-alimentaires suspectés, nous avons également réalisé une étude de la morphologie du corps et de la lèvre inférieure des individus.

Les analyses des résultats nous ont permis de valider le « barcoding alimentaire » et ont montré que l'aménagement de la Durance affectait les populations de chondrostomes selon plusieurs modalités d'actions. De plus, les résultats ont montré que le *Cnn* était plus sensible à l'aménagement de la rivière que le *Ctt*. À l'issue de ce travail, nous proposons donc que le *Cnn* soit considéré comme une espèce sentinelle dans un contexte des suivis de l'impact du débit régulé sur les communautés biologiques en Durance. En outre, cette thèse a permis le développement d'une méthode non invasive en écologie. Le barcoding alimentaire a été élaboré dans le but d'optimiser son accessibilité autant financière que technique et a permis de définir finement le comportement alimentaire des chondrostomes à travers plusieurs zones d'études : cette méthode apparaît donc comme très prometteuse en écologie des eaux douces.

Philippe TOUFLAN**2010**

***Dynamique des écosystèmes forestiers
d'altitude des Alpes Cottiennes
pendant la période postglaciaire.
Approches pédoanthracologique
et dendroécologique***

(243 p.)

Thèse d'université soutenue le 5 mai 2010 à l'université Paul Cézanne de Marseille.

Jury – Frédéric MEDAIL (P^r université Paul Cézanne, Marseille), président. Richard MICHALET (P^r université de Bordeaux I), rapporteur. Gaetano DI PASQUALE (P^r université de Naples, Italie), rapporteur. Emanuele LINGUA (assist. P^r, Université de Padoue, Italie), examinateur. Jean-Louis ÉDOUARD (chargé de recherche CNRS Marseille), directeur. Renzo MOTTA (P^r université de Turin), codirecteur. Brigitte TALON (maître de conférences, université Paul Cézanne, Marseille), codirectrice.

Mots clés : Alpes du Sud, forêts subalpines, changements globaux, *Larix decidua*, *Pinus cembra*, Holocène, pédoanthracologie, dendroécologie.

Les changements globaux et plus particulièrement les changements du mode d'utilisation des terres ne seront pas sans conséquences sur les forêts subalpines de mélèze (*Larix decidua* Mill.) et de pin cembro (*Pinus cembra* L.) des Alpes internes sud-occidentales. Pour mieux comprendre l'avenir de ces forêts, nous avons étudié 5 d'entre elles, réparties de 1 950 m à 2 400 m d'altitude, et caractérisées par l'abondance des vieux arbres de plus de 300 ans. Notre étude, qui associe analyses dendroécologique et pédoanthracologique, nous a permis : 1) de reconstituer la composition de la végétation antérieure, 2) de reconstituer la dynamique de ces forêts et 3) de replacer le rôle des per-

turbations anthropiques récentes dans leur mise en place. L'analyse détaillée des données pédoanthracologiques a révélé une variabilité spatiale aussi bien quantitative que qualitative des charbons de bois dans les sols, ce qui nous a permis de tester un nouveau protocole d'échantillonnage. Les identifications, datées ^{14}C à l'appui, ont montré que ces forêts étaient constituées de mélèze et de pin cembro depuis plus de 9 000 ans. L'analyse dendroécologique a mis en évidence l'influence des pratiques anthropiques des cinq derniers siècles sur la structure et la composition forestières actuelles. Aujourd'hui, on observe une régénération importante du pin cembro en sous-bois mais un effondrement de celle du mélèze. La densification des peuplements en lien avec la déprise agricole laisse présager un changement de la structure forestière pour les années à venir au profit du pin cembro.

Fabrication : Transfaire, 04250 Turriers
Dépôt légal février 2011
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 Audrey Marco, École nationale
supérieure du paysage, Marseille, France.

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, Open University of
Cyprus, Nicosia, Chypre.

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 animal's 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

Un nouveau rythme de publication en 2011

T. DUTOIT (éditeur en chef) 3

Articles originaux – Original articles

Évolution des caractéristiques écologiques le long d'un gradient de dégradation édaphique dans les parcours du sud tunisien

M. GAMOUN, M. CHAIEB, A. O. BELGACEM 5

Actualisation des limites de l'aire du bioclimat méditerranéen selon les critères de Daget (1977)

C. ROUMIEUX, G. RACCASI, E. FRANQUET, A. SANDOZ, F. TORRE, G. METGE 17

Analyse morphométrique et caryologique du rat rayé de la Tunisie (*Lemniscomys barbarus* : Murinae)

T. SAIDI, S. NOUIRA, T. L. CHENITI, M. CHETOUI 25

Plantes invasives en région méditerranéenne : quelles restrictions d'utilisation préconiser pour les jardins et les espaces verts ?

O. FILIPPI, J. ARONSON 31

Phytosociology and phytogeography of fragmented *Alnus glutinosa* forests in a Tyrrhenian district (Central Italy)

M. CUTINI, L. CANCELLIERI, M. T. CIOFFI, C. LICURSI 55

Impact of crude oil and waste water pollution on genetic diversity of *Limoniastrum monopetalum* (L.) Boiss. (Plumbaginaceae) populations

R. EL-BAKATOUSHI, M. FAWZI, W. BOTROS 75

Characteristics of the vegetation of tree stands on sacred sites in comparison to well-preserved forests in northwestern Morocco

B. FROSCH 83

Analyse phytoécologique des groupements à thuya (*Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters) et à chêne vert (*Quercus rotundifolia* Lam.) dans les monts de Tlemcen (Algérie occidentale)

M. A. BENABDELLAH, S. M. AMRANI, A. ELHAITOU, S. OLLIER 97

Résumés de thèses – Ph. D summaries

Mélanie BURYLO, Emmanuel CORSE, Philippe TOUFLAN 121

Revue indexée dans Pascal-CNRS et Biosis

