

ecologia *mediterranea*

Vol. 42 (2) – 2016

Revue internationale d'écologie méditerranéenne
International Journal of Mediterranean Ecology



Editors-in-Chief: Dr Élise Buisson & Dr Brigitte Talon

Institut méditerranéen de biodiversité et écologie (IMBE)
Mediterranean Institute of Biodiversity and Ecology

Naturalia Publications

Éditrices en chef : Dr Élise Buisson
et Dr Brigitte Talon

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

Comité éditorial

D^r Pierre CHEVALDONNÉ, CNRS, Université
Aix-Marseille, Marseille, France

D^r Marc CHEYLAN, EPHES, Montpellier,
France

D^r Cécile CLARET, Université Aix-
Marseille, Marseille, France

D^r Bruno FADY, INRA, Avignon, France

P^r Thierry GAUQUELIN, Université Aix-
Marseille, Marseille, France

D^r Grant WARDELL-JOHNSON, Université
Western, Australie

D^r Raphaël Gros, Université Aix-
Marseille, Marseille, France

D^r Frédéric GUITER, Université Aix-
Marseille, Marseille, France

P^r Serge KREITER, SupAgro, Montpellier,
France

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

P^r Frédéric MÉDAIL, Université Aix-
Marseille, Marseille, France

P^r François MESLÉARD, Université
Avignon-Tour du Valat, France

D^r Tom PARKER, San Francisco State
University, États-Unis

D^r Philippe PONEL, CNRS, Université Aix-
Marseille, Marseille, France

D^r Roger PRODON, EPHE, Montpellier,
France

D^r Sandra SAURA-MAS, Autonomous
University of Barcelona, Espagne

D^r Isabelle SCHWOB, Université Aix-
Marseille, Marseille, France

D^r Thekla K. TSITSONI, Aristotle
University of Thessaloniki, Grèce

D^r Éric VIDAL, IRD, France

D^r Mercedes VIVAS, Universidad of
Concepción, Chili

D^r Ioannis VOGIATZAKIS, Open University
of Cyprus, Chypre

ISSN 0153-8756

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

Instructions aux auteurs

ecologia mediterranea publie des articles de recherche originaux sur des sujets se rapportant à l'écologie fondamentale ou appliquée des régions méditerranéennes. La revue exclut les articles purement descriptifs ou de systématique. *ecologia mediterranea* privilégie les domaines scientifiques suivants : bioclimatologie, biogéographie, biologie de la conservation, biologie marine, biologie des populations, écologie des communautés, écologie forestière, écologie génétique, écologie marine, écologie microbienne, écologie du paysage, écologie de la restauration, écologie végétale et animale, écophysologie, paléoclimatologie, paléoécologie. La revue accepte également des articles de synthèse, des notes/communications courtes, des comptes rendus d'ouvrages, des résumés de thèses, ainsi que des commentaires sur les articles récemment parus dans *ecologia mediterranea*. La revue publie aussi des actes de colloques faisant l'objet d'un numéro spécial. Dans ce cas, prendre contact avec les éditrices.

Les manuscrits sont soumis à des lecteurs spécialistes du sujet. La décision finale d'accepter ou de refuser un article relève des éditrices. L'article proposé doit être envoyé en version électronique à ecologia.mediterranea@imbe.fr (version doc(x) ou rtf). Pour la mise en forme du document, voir les instructions qui suivent. Une fois leur article accepté, les auteurs devront tenir compte des remarques des lecteurs, puis ils renverront leur texte corrigé sous deux mois toujours sous format électronique (doc(x) ou rtf). Passé ce délai, la seconde version sera considérée comme une nouvelle proposition.

TYPES DE MANUSCRIT

À préciser sur la première page lors de la soumission d'un manuscrit.

Article de recherche : contribution inédite découlant d'une étude complète. Ce type d'article fait typiquement une vingtaine de pages et environ 6 000 à 8 000 mots.

Note/communication courte : observation nouvelle ou rapport d'expérience dans un contexte pertinent avec les sujets visés par la revue. Ce type d'article fait typiquement une dizaine de pages et environ 3 000 à 4 000 mots.

Article de synthèse : revue critique et originale de sujets spécifiques d'actualité ou d'un champ de recherche de pointe dans le domaine de l'écologie méditerranéenne. Ce type d'article fait typiquement une vingtaine de pages et environ 6 000 à 8 000 mots.

Commentaire : avis sur des sujets déjà publiés dans *ecologia mediterranea* ou réflexion critique sur des problèmes d'intérêt général en écologie méditerranéenne. Ce type d'article fait typiquement une à cinq pages et environ 1 000 à 3 000 mots.

Compte rendu d'ouvrage : revue critique d'ouvrages (livres, monographies, manuels, etc.) dans le domaine de l'écologie méditerranéenne. Les auteurs d'ouvrages souhaitant voir un compte rendu publié dans *ecologia mediterranea* doivent envoyer un exemplaire de l'ouvrage en question aux éditrices en chef.

Résumé de thèse : résumé d'une thèse soutenue récemment dans le domaine de l'écologie méditerranéenne. Auteur, année, titre, spécialité et université (e.g. Thèse de doctorat en écologie soutenue le 3 avril 2012 à l'université de Padoue, Italie, laboratoire xxx), composition du jury, mots clés, résumé de 1 000 mots maximum.

TEXTE

Les articles (dactylographiés en Times 12, double interligne, format A4) doivent être rédigés en anglais ou en français. 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 : type de manuscrit, titres anglais et français, auteur(s) et adresse(s), résumés en anglais et en français (au minimum), version anglaise abrégée (si le texte n'est pas en anglais), mots clés anglais et français, texte, puis remerciements, bibliographie, liste des titres des figures et tableaux puis les figures et tableaux (un(e)/page). Ainsi, pour la soumission du manuscrit, les illustrations seront intégrées au document et non envoyées séparément.

Le texte des articles de recherche doit comporter quatre parties non numérotées : introduction, méthodes, résultats, discussion. Les sous-titres ne sont pas numérotés. Par exemple :

Introduction
Méthodes
Site d'étude
Plan expérimental
Analyses des données
Résultats
Discussion

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.

PREMIÈRE PAGE

La première page contient :

- 1) le type de manuscrit visé (article de recherche, communication courte, etc.) ;
- 2) le titre de l'article ;
- 3) le nom et prénom des auteurs ;
- 4) l'adresse de chaque auteur sera indiquée avec le 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 ;
- 5) le nombre total de mots de l'introduction à la bibliographie.

RÉSUMÉS, MOTS CLÉS ET VERSION ABRÉGÉE

Les résumés doivent comporter 300 mots au maximum et la version abrégée (français si le manuscrit est en anglais et anglais si le manuscrit est en français) 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 (ISI Journal Abbreviations Index). Vérifier attentivement le manuscrit pour s'assurer que toutes les références citées dans le texte apparaissent bien en bibliographie et inversement.

Articles

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*. Academic Press, London, 300 p.

Chapitre d'ouvrage

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

Acte 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.

Rapport et thèse

Jaouadi W., 2011. *Écologie et dynamique de régénération de l'Acacia tortilis (Forsk.) Hayne subsp. raddiana (Savi) Brenan var. raddiana dans le parc national de Bouhedma (Tunisie)*. Thèse de doctorat de l'Institut national agronomique de Tunisie, 180 p.

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'un acronyme ou d'une abréviation technique doit être précédé 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

Pour la soumission du manuscrit, les illustrations seront intégrées au document, à la suite des références bibliographiques (voir la partie « Texte »). Une fois l'article accepté, les illustrations doivent être envoyées séparément du texte, prêtes à l'impression (résolution 300 dpi). Tous les documents devant être insérés doivent être annoncés dans le texte, numérotés dans l'ordre d'apparition et légendés.

TIRÉS À PART

Il n'est plus fourni de tirés à part mais un pdf par article.

ABONNEMENT

(contact : ecologia@naturalia-publications.com)

1 an = 2 numéros

	Abonnement	Frais de port	Total
France	60 €	6 €	66 €
Europe	60 €	12 €	72 €
Monde	60 €	16 €	76 €

Abonnement à adresser à :

SARL Transfaire
Avenue Maréchal Leclerc
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. 42 (2) – 2016

Sommaire/Contents

<i>Editorial – Éditorial</i>	3
Pertinence of protected areas networks in biodiversity conservation strategies: insights from an eastern Mediterranean context <i>Pertinence des réseaux d'aires protégées dans les stratégies de conservation de la biodiversité : perspective méditerranéenne orientale</i> R. EL-HAJJ, C. KHATER, E. VELA, A. KHALIFE, T. TATONI	5
Étude de la phytodiversité et caractérisation de l'habitat de <i>Teucrium polium</i> L. (Lamiaceae) du mont de Tessala (Algérie occidentale) <i>Characterizing the habitats and plant communities of Teucrium polium L. (Lamiaceae), Tessala mount (Western Algeria)</i> N. FERTOUT-MOURI, A. LATRÈCHE, Z. MEHDADI, S. AKLI-DJAABOUB, A. AKLI	21
Dynamique post-perturbation (post-incendie ou post-surpâturage) des communautés végétales des monts de Tessala, Algérie occidentale <i>Post-disturbance (post-fire or post-overgrazing) dynamics of plant communities in the Tessala mounts, western Algeria</i> B. SAIDI, A. LATRÈCHE, Z. HAKEMI, Z. MEHDADI, A. BOUKER	41
L'écocomplexe de Païolive en Ardèche méridionale (France) : un pic de biodiversité du Hotspot méditerranéen <i>The Païolive ecocomplex in southern Ardèche (France): a biodiversity peak in the Mediterranean hotspot</i> P. BLANDIN, H.-P. ABERLENC, C. BAUVET, N. BIANCHI N, A. COCKLE-BÉTIAN, A. COUTÉ, G. DESO, R. DUGUET, M. GAYMARD, J.-F. HOLTOF, V. HUGONNOT, A. LADET, F. LAGARDE, W. LHERMENIER, M. LHOMME, D. MAURIN, C. PERRETTE, F. RICHARD, F. SCHWAAB	51
Résumés de thèses – <i>Ph. D summaries</i> M. AÏT HAMZA, F. ARENE, B. BORSCHINGER, A. BOUKHRIS, R. EL-HAJJ SAWAYA, L. FIERRO CONSTAIN, M.-A. GALERON, J. GAVINET, S. GREFF, M. PRATLONG	96

Revue indexée dans Pascal-CNRS et Biosis
Journal indexed in PASCAL-CBRS and Biosis
<http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr/>

Acknowledgments – Remerciements

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

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

Editorial Board – Comité éditorial

D^r Pierre CHEVALDONNÉ, CNRS, Université Aix-Marseille, Marseille, France

D^r Marc CHEYLAN, EPHESS, Montpellier, France

D^r Cécile CLARET, Université Aix-Marseille, Marseille, France

D^r Bruno FADY, INRA, Avignon, France

P^r Thierry GAUQUELIN, Université Aix-Marseille, Marseille, France

D^r Grant WARDELL-JOHNSON, University of Western Australia, Australie

D^r Raphaël GROS, Université Aix-Marseille, Marseille, France

D^r Frédéric GUITER, Université Aix-Marseille, Marseille, France

P^r Serge KREITER, SupAgro, Montpellier, France

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

P^r Frédéric MÉDAIL, Université Aix-Marseille, Marseille, France

P^r François MESLÉARD, Université Avignon-Tour du Valat, France

D^r Tom PARKER, San Francisco State University, États-Unis

D^r Philippe PONEL, CNRS, Université Aix-Marseille, Marseille, France

D^r Roger PRODON, EPHE, Montpellier, France

D^r Sandra SAURA-MAS, Autonomous University of Barcelona, Espagne

D^r Isabelle SCHWOB, Université Aix-Marseille, Marseille, France

D^r Thekla K. TSITSONI, Aristotle University of Thessaloniki, Grèce

D^r Éric VIDAL, IRD, France

D^r Mercedes VIVAS, Universidad of Concepción, Chili

D^r Ioannis VOGIATZAKIS, Open University of Cyprus, Chypre

Editorial – Éditorial

Élise BUISSON
et Brigitte TALON

Éditrices en chef
Editors-in-Chief

All the countries of the Mediterranean Basin are experiencing high anthropogenic pressures, especially small, densely populated countries. In Lebanon, the existence of protected areas is often not sufficient to guarantee the conservation of the natural heritage because they do not encompass the country's main ecological assets. General speaking, protecting biodiversity beyond the limits of reserves, and above all planning biodiversity management at the scale of networks of protected areas, appear to be relevant and indispensable strategies for the conservation of biodiversity.

Conservation cannot be achieved without a better knowledge of our natural heritage. The description and understanding of ecosystems remain fundamental data to acquire and share. *Ecologia mediterranea* thus contributes in this issue to the promotion and preservation of two remarkable forest plant communities. In addition to their rich and diverse flora, some plant communities of the Tessala mounts (Western Algeria) are home to a medicinal plant, *Teucrium polium* L., from which essential oil is extracted. These communities are subject to ever-increasing and uncontrolled anthropogenic disturbances, threatening their balance. The forest of Paiolive (France, Ardèche) is an old-growth forest of holm oaks (*Quercus ilex* L.) developed on lapiès, with a high degree of naturalness and a remarkable biodiversity, that it owes on the one hand to the diversity and originality of its landscapes, one the other hand to its history of agro-silvo-pastoral management. We wish the plant communities of the Mediterranean Basin a future as peaceful as that of Paiolive.

Tous les pays du pourtour méditerranéen connaissent des pressions anthropiques élevées, particulièrement les petits pays densément peuplés. Au Liban, l'existence d'aires protégées n'est pas suffisante pour garantir une protection du patrimoine naturel car elles n'englobent pas l'ensemble des atouts écologiques du pays. De manière globale, la protection de la biodiversité au-delà des limites des réserves, mais surtout le regroupement des différentes aires protégées dans un réseau apparaissent comme une stratégie pertinente et indispensable pour la conservation de cette biodiversité.

*Pas de conservation possible sans une meilleure connaissance du patrimoine. La description et la connaissance des écosystèmes restent des données fondamentales à acquérir et surtout à porter à connaissance. Ainsi, *ecologia mediterranea* contribue par ce numéro à la valorisation et la préservation de deux communautés végétales forestières remarquables. Les communautés végétales des Monts de Tessala (Algérie occidentale) abritent, outre une flore riche et diversifiée, une plante médicinale, *Teucrium polium* L., à l'origine d'une huile essentielle d'un grand intérêt économique. Cependant, ces communautés sont soumises à des perturbations anthropiques toujours croissantes et incontrôlées, menaçant leur équilibre. Le bois de Paiolive (France, Ardèche) est une forêt ancienne de chênes verts (*Quercus ilex* L.) développée sur lappiaz, à fort degré de naturalité et riche d'une biodiversité remarquable, qu'elle doit en partie à la diversité et l'originalité de ses paysages, en partie à une histoire anthropique ancienne de gestion agro-silvo-pastorale. Souhaitons aux communautés végétales du Bassin méditerranéen un avenir aussi paisible que celui de Paiolive.*

Pertinence of protected areas networks in biodiversity conservation strategies: insights from an eastern Mediterranean context

Pertinence des réseaux d'aires protégées dans les stratégies de conservation de la biodiversité : perspective méditerranéenne orientale

Rita EL-HAJJ^{1,2,*}, Carla KHATER¹, Errol VELA³, Ali KHALIFE⁴, Thierry TATONI²

1. National Council for Scientific Research, Center for Remote Sensing, Beirut, Lebanon.

2. Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie marine et continentale (IMBE), Université Aix-Marseille, CNRS, IRD, Université Avignon, Marseille, France.

3. Université de Montpellier, AMAP (botanique et modélisation de l'architecture des plantes et des végétations), Montpellier, France.

4. École doctorale des lettres et sciences humaines et sociales, Université Libanaise, Beyrouth, Liban.

* Corresponding author: ritahajj.sa@gmail.com

Received: 31 March, 2016; First decision: 13 May, 2016; Revised: 28 July, 2016; Second decision: 12 September, 2016; Revised: 13 September, 2016; Accepted: 14 September, 2016

Abstract

Biodiversity conservation has become one of today's major challenges in a complex socio-ecological context, where common socioeconomic needs for resources exploitation are confronted to striking ecological conservation priorities. Protected areas constitute the key foundation for national and international strategies of effective biodiversity and ecosystems conservation. This paper assesses the effectiveness of protected areas networks in representing key ecological assemblages in Mediterranean environments. Based on a spatial interpretation of the distribution of existing and «preset» protected areas in Lebanon, and the analysis of their coherence with key ecological conservation needs, the pertinence of protected areas designation with respect to biodiversity conservation priorities is assessed. Analysis is per-

formed through the overlay of the protected areas map of Lebanon with that of the areas of high ecological conservation value, the land cover/land use map, the soil map, and the overlaid map of bioclimatic and vegetation levels. A chi-square statistic is also used to significantly compare and assess the distribution of existing protected areas according to land cover, soil and bioclimatic/vegetation aspects. Results exhibit that the existing network of protected areas does not represent the country's main ecological assets in terms of species richness, soil specificities, important areas for biodiversity, and key eco-complexes. Current protected areas designation seems to answer very particular needs and to follow sociopolitical opportunities in Lebanon (in particular) and the Mediterranean (in general), while it should be based on pertinent ecological and socioeconomic criteria that would highlight the relevance and priority for conservation measures. Rethinking/widening the government efforts towards biodiversity protection is thus identified as a major need.

Keywords: biodiversity, protected areas, criteria, indicators, GIS, Lebanon.

Résumé

Marginalisée des considérations nationales, surtout en termes de prise de décisions et lors de l'élaboration de politiques territoriales, la biodiversité représente le maillon faible de la chaîne des considérations environnementales, notamment en Méditerranée. Les aires protégées constituent les piliers fondamentaux des stratégies nationales et internationales de conservation de la biodiversité. Répondant aux exigences de la convention pour la biodiversité, le Liban a entamé la désignation d'aires protégées depuis 1930. Si le réseau actuel regroupe quinze réserves naturelles, trente-deux sites et monuments naturels, vingt-sept forêts protégées, quinze Himas, trois réserves de biosphère, quatre sites Ramsar et cinq sites du patrimoine mondial de l'UNESCO, seules les réserves naturelles et les sites naturels disposent d'un cadre juridique, bien qu'incomplet. Il n'existe ni de critères propres aux différentes catégories d'aires protégées ni de mécanismes de désignation bien définis. Une analyse spatiale de la distribution des aires protégées au Liban, basée sur la superposition de la carte du réseau actuel d'aires protégées sur les cartes des zones à importance écologique de conservation (IPA et IBA), la carte des sols, la carte du mode d'occupation des sol, la carte des étages de végétation et la carte des étages bioclimatiques, montre que ce réseau ne couvre pas les principales richesses écologiques que l'on retrouve sur le territoire. La désignation actuelle des aires protégées semble répondre à un pattern sociopolitique opportuniste plutôt qu'écologique et celles-ci seraient principalement vouées à la conservation de quelques espèces phares ou d'habitats d'espèces protégées ou vulnérables. Au-delà de cette considération écologique de base, les critères orientant le choix de conservation semblent totalement absents ou subjectifs.

Dans un contexte où, conserver la biodiversité et les écosystèmes naturels revient à les classer par ordre prioritaire d'intervention, il s'agit surtout de proposer une démarche objective, basée sur une combinaison de descripteurs écologiques et socio-économiques, permettant d'orienter les mesures de protection pour les rendre plus efficaces.

Introduction

Biodiversity conservation in today's world has become a challenging task in a complex natural and socioeconomic context, where the economic need for resources exploitation outweigh ecological conservation priorities, in an overall setting of global changes triggering further profound implications on living

Mots-clés : biodiversité, aires protégées, critères, indicateurs, SIG, Liban.

systems (Lovejoy 2008; Quézel 1999; Thompson *et al.* 2009). In such a fluctuating environment, maintaining biodiversity is much simpler than restoring it (Scheffer & Carpenter 2003). A strategy at the forefront of biodiversity conservation is the reliance on protected areas (Gaines *et al.* 2010; Pimm *et al.* 2001). *In situ* conservation maintains existing biodiversity and preserves ecological processes, where protection spearheads the response to the rapidly accelerating biodiversity crisis (Abuzinada 2003). Opportunities exist indeed to develop reserve networks which conserve biodiversity without adversely affecting existing human settlements and land use, while supporting rural livelihoods (Brandon *et al.* 2005).

Protected areas are recognized as geographically defined areas designated or regulated and managed to achieve specific conservation objectives (CBD 1992). They constitute the key foundation for national and international strategies of effective biodiversity and ecosystems conservation, while acting like refuges for species and providing natural platforms for evolution (Naughton-Treves *et al.* 2005). This can be seen through the 1994 IUCN classification system for protected areas, which considers biodiversity conservation as its main pillar, although it also recognizes the importance of other protected area objectives such as recreation and tourism. A spark interest and strong advocacy in creating protected areas to specifically conserve biodiversity was strongly endorsed by several studies (Chape *et al.* 2005; Gaines *et al.* 2010; Game *et al.* 2009; Gray 2010; Lester *et al.* 2009; Lubchenco *et al.* 2003, 2007; Pimm *et al.* 2001). Most of the enthusiasm for establishing new protected areas actually derived from results of analyses showing greater richness and/or abundance (or biomass) of species within than outside individual protected areas (Halpern & Warner 2002; Lester *et al.* 2009; Lubchenco *et al.* 2003, 2007; Micheli *et al.* 2004). Yet, other numerous studies confirmed that this fact is not universal (Bagella *et al.* 2013; Guidetti & Sala 2007; Mora *et al.* 2011; Newmark 1987; Parks & Harcourt 2002; Rakitin & Kramer 1996; Rivard *et al.* 2000; Rogers & Beets 2001; Thouless 1998; Western *et al.* 2009) and stressed on the importance of also conserving biodiversity outside of protected areas (Cox & Underwood 2011). Hence, while the number of protected areas has been growing rapidly over the past 20 years, the extent to which these are effectively representing, maintaining

and conserving key ecological features is still poorly understood (Gaston *et al.* 2008; Rodrigues *et al.* 2004), and substantial gaps remain in their coverage of global biodiversity (Le Saout *et al.* 2013). Brennan (2009) confirms in that respect that marine protected areas are considered as major tools for biodiversity conservation, while Khan *et al.* (1997) argue that protected area networks do not always effectively conserve unique ecological values. Mora & Sale (2011) discuss significant shortcomings in the usual process of implementation of protected areas that preclude relying on them as a global solution for biodiversity conservation, and confirm that the effectiveness of existing protected areas will not be able to overcome current trends of biodiversity loss. The shortcomings include technical problems associated with large gaps in the coverage of critical ecological processes and the overall failure of such areas to protect against the broad range of threats affecting ecosystems.

This contrast in the outcomes of protected areas might be related to the differences in their characteristics such as size (Cote *et al.* 2001), position and spatial coverage with regards to conservation targets (Mora & Sale 2011), types of implemented regulations (Lester & Halpern 2008), quality of law enforcement (Kritzer 2004), possibility that available information is biased by the tendency to publish significant results (Gaston *et al.* 2008), and most of all, the lack of systematic and informative ecological and socio-economic criteria and/or indicators that would be as much objective as possible to prioritize conservation initiatives and biodiversity offset schemes (Bowker *et al.* 2008; Olivier *et al.* 1995; Quétiér & Lavorel, 2011). This information remains though essential for assessing the overall role of protected areas in biodiversity conservation and identifying where protected areas need to be further integrated with other conservation efforts to achieve effective species and ecosystems conservation and reach optimal protection.

Arising from this complex understanding of protected areas' role in achieving biodiversity conservation, this paper assesses the effectiveness of these areas in Lebanon (Eastern Mediterranean) in conserving the country's key ecological features, through a spatial analysis of their distribution and coherence with key ecological conservation needs. It will accordingly highlight the main gaps and needs to reach optimal conservation in a Mediterranean context, and answer the

following question: does the current network of protected areas in Lebanon comply with key ecological conservation needs or does protected areas designation still remain a bargaining chip between socioeconomic and political priorities/opportunities?

Lebanon: a quick snapshot

Lebanon occupies only 0.007% of the world's land surface area and is home to 1.11% of the world's plant species and 2.63% of the reptile, bird and mammal species (Tohmé & Tohmé 2007; MoE/UNDP/ECODIT 2011). The floristic richness is estimated at 2,670 plant species with a high percentage of endemics (17.8%) among which 13.7% are regional endemics and 4% are narrow endemics (Mouterde 1966, 1970, 1983; Tohmé & Tohmé 2007, 2014).

As a result of its biogeography, geology, topography and historic human settlements which are particular to the Mediterranean basin, Lebanon falls within a recognized Center of Plant Diversity considered a global hotspot (Blondel & Aronson 1999; Médail & Quézel 1999; Myers *et al.* 2000) and presents a wide variety of habitats ranging from islands, coastal lands, rivers and high mountains culminating at 3,088 meters. Adding this complexity to the prevailing topoclimatic conditions has resulted in an altitudinal organization of vegetation levels with respect to bioclimatic zones (Abi-Saleh 1978; Abi-Saleh & Safi 1988).

However, biodiversity in Lebanon is under severe threat of decline and extinction and the major pressures include habitat loss and degradation, unsustainable species harvesting, climate change, pollution, and to a lesser extent, genetic pollution and hybridization between cultivated and wild relatives (Sattout & Abboud 2007).

Recognizing both 1) the value of biodiversity, ecosystems and landscapes as well as 2) the various threats related to human development, the Lebanese Government initiated as early as the 1930s a conservation policy through the establishment of a network of protected areas over the territory.

Materials and Methods

In an attempt to address the questions raised by the working hypothesis, the suggested methodological approach underlines the fittingness of the existing protected areas network in Lebanon (legally protected areas, local and international designations) in representing key land cover, soil, vegetation and bioclimatic features, while comparing this distribution to that of identified areas of ecological conservation values across the country, and diagnosing gaps.

Aiming to assess the protected areas network pertinence in representing key ecological and biodiversity features in Lebanon, a spatial analysis of their distribution was performed through GIS mapping. In addition, a chi-square statistic (performed through the SPSS 21 software) was used as a non-parametric test to investigate if there are statistical significant differences between the distribution of the existing protected areas and areas of ecological conservation value along different land cover types, soil types and bioclimatic/vegetation levels. This goodness-of-fit test highlights some determinant conclusions regarding the significance of protected areas coverage.

First, an exhaustive map of protected areas was produced. This map contains first legal protections i.e. protected areas designated by law, decree or ministerial decision from the Lebanese government upon the suggestion of the Ministries of Environment or Agriculture, and includes nature reserves, natural sites and monuments, and protected forests. It also contains local designations under the Hima conservation system. The Hima is an approach for natural resources conservation (sites, species and habitats) through a community based management. It originated from more than 1,500 years ago where it was spread along the Arab Peninsula as a tribal system of sustainable management of natural resources (Kilani *et al.* 2007). In Lebanon, a Hima is a decentralized protected area, declared through municipal decision, where management and decisions are made by the local communities themselves. On a third level, the map exhibits areas under international designations (Biosphere Reserves, Ramsar sites and UNESCO world heritage sites). Finally, the map displays the seven national parks that were conceived along the Lebanese territory by Lebanon's 2006 Master Plan (Schéma

directeur d'aménagement du territoire libanais) produced by the Council for Development and Reconstruction and voted by parliament decree in 1999. Still, these parks are not yet established in Lebanon.

This map was then overlaid with the map of areas with ecological conservation value, where scientific inventories were performed, highlighting the importance of their potential conservation. Particularly, this map includes key biodiversity areas for birds (Important Bird Areas- IBAs, A-Rocha/SPNL 2008) and plants (Important Plant Areas- IPAs, Radford *et al.* 2011) in order to compare and analyze the distribution of existing protected areas to that of identified areas of high ecological interest.

The overlaid map of protected areas and areas of ecological conservation values was subsequently overlaid with:

- The land cover/land use map of Lebanon (LUC) (SDATL 2004), in order to analyze the spatial distribution of existing protected areas and areas of ecological conservation value with regards to the country's vegetation cover, water bodies, barren lands and other types of land use;
- The soil map of Lebanon (SDATL 2004), in order to highlight the spatial coverage of main soil types by these areas in Lebanon and identify gaps;
- The overlaid map of bioclimatic levels and vegetation levels of Lebanon, which was produced in the frame of this study, based on the maps of Abi-Saleh & Safi (1988), in order to assess: the altitudinal distribution of protected areas and other areas of ecological conservation value in Lebanon with respect to vegetation levels; and their spatial coverage of the different bioclimatic levels inducing dissimilar microclimatic conditions.

The selection of these criteria was mainly based on:

- Their key significance in impacting the establishment of diverse eco-complexes (i.e. several interdependent ecosystems) recognized for their variability in structures, functions and ecological attributes;
- The availability of exhaustive geospatial data for Lebanon related to them.

Results are subsequently summarized and thoroughly analyzed via GIS analytical tools.

Results

Spatial distribution of protected areas in Lebanon

The protected areas network in Lebanon features fifteen nature reserves, thirty-two natural sites and monuments, twenty-seven protected forests, fifteen Himas, three biosphere reserves, four Ramsar sites, five UNESCO

world heritage sites and seven potential natural parks (Figure 1). Other areas of ecological conservation value include fifteen IBAs and twenty IPAs.

The existing network of legally protected areas expands over the whole Lebanese territory, with a more prominent distribution on the western flank of the country, delineated by the western chain of mountains which outlines the eastern limits of the Northern and Mount Lebanon governorates (Mohafaza) (Figure 1).

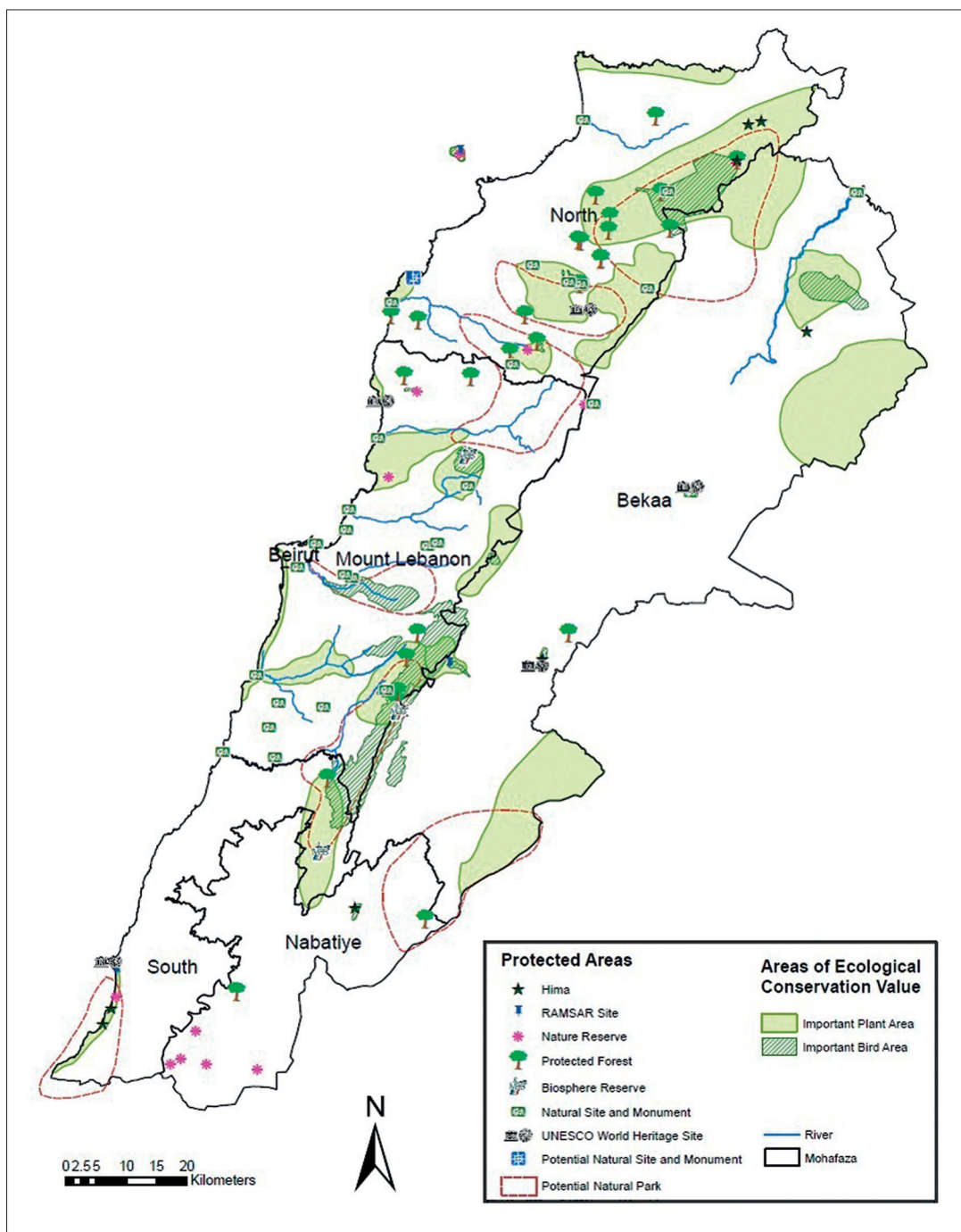


Figure 1 – Overlaid map of existing protected areas in Lebanon and other areas of ecological conservation value.

Protected areas distribution with respect to land cover

Overlaying the map of protected areas and other areas of ecological conservation value with the land cover map of Lebanon (Figure 2) exhibits that 54% of “legally” protected areas

fall on open to dense forests, from which 56% cover coniferous stands (cedars, firs, pines and juniper). Another 11% are distributed on grasslands and scrublands, whereas only two protected areas partially cover barren lands. Inland wetlands are represented by 4% of protected areas, while protected rivers and coastal ecosystems account for 18%; the rest of protected areas being scattered on medium to large field crops and low-density urban fabrics. The last cases reflect those of Himas, UNESCO world heritage sites and biosphere reserves, which encompass socio-ecological systems (Table 1).

Table 1 – Percentage of coverage of each land cover type by the existing network of protected areas. IPA = Important Plant Area.

Land cover type	Percentage over Lebanon (%)	Percentage of coverage by the existing network of protected areas (%)	Percentage represented by IPAs (%)
Forests and woodlands	25.2	54	21
Herbaceous areas (grasslands and scrublands) and barren lands	31.0	11	37
Swamps, wetlands and water bodies	0.3	22	24
Urban areas, cultivated areas and unproductive areas	43.5	13	18

IPA distribution analysis reveals that more than 37% of the IPAs include large tracts of bare rocks, bare soils, clear to dense grasslands and scrublands (mainly in the far North and Anti-Lebanon), whereas more than 20% encompass coastal ecosystems and inland wetlands, and only 20% represent forest ecosystems.

Table 2 – Results of the chi-square statistic on the association between the percentages of land cover types represented by the network of existing protected areas in Lebanon and that represented by IPAs. Test results: $\chi^2 = 83.7$, $p < 0.01$ ($df = 3$).

Land cover type	Residuals
Forests and woodlands	20.1
Herbaceous areas (grasslands and scrublands)	61.4
Swamps, wetlands and water bodies	0.181
Urban areas, cultivated areas and unproductive areas	1.92

Results of the chi-square statistic test reveal that the percentage of coverage of each land cover type by the existing network of protected areas (including legal, local and international designations) is not associated with that represented by IPAs ($\chi^2 = 83.7$, $df = 3$, $p < 0.01$), which further confirms the significant shortcomings in the coverage of some land cover types by the existing network of protected areas (Table 2).

Protected areas distribution with respect to soil types

Table 3 – Percentage of soil types represented by the network of existing protected areas in Lebanon compared to that represented by important plant areas. IPA = Important Plant Area.

Soil type (SDATL 2004)	Percentage (%) represented by	
	the existing network of protected areas	IPAs
Red soil (terra rossa) - passes sometimes to forest brown soil	38	18
Mixed soil (mainly on mountains) on alternating marl, limestone and sandstone or on marl with bedded limestone	17	19
Yellowish mountain soil	14	11
Coastal sand	9	4
Black or grey soil (sometimes rubified, on basalt)	5	10
Recent fluvial alluvium	5	6
Sandy soil	4	6
Gravel pits, stones and bare rocks	2	13
Consolidated dunes	0	2
Other (poudingues, brown soils, chestnut soils, artificial hills, etc.)	6	11

Soil types have strong ties with biodiversity. Henceforth, the nature of the substrate, as usually determined by the nature of the underlying rock, is a key factor in determining the distribution of habitats and species.

Overlaying the protected areas and other areas of ecological conservation value map with the soil map confirms that barren lands (karst formations, cliffs, exposed rocks, gravel pits, etc.) are hardly represented by the existing network of protected areas (2%), while being of more significance in the suggested network of important plant areas (13%) considered to host high rates of flora richness and endemism (Table 3). Similarly, black and grey soils are poorly represented in the existing network of protected areas in Lebanon (5%) compared to that of IPAs (10%).

Results of the chi-square statistic test affirm that the percentage of soil types represented

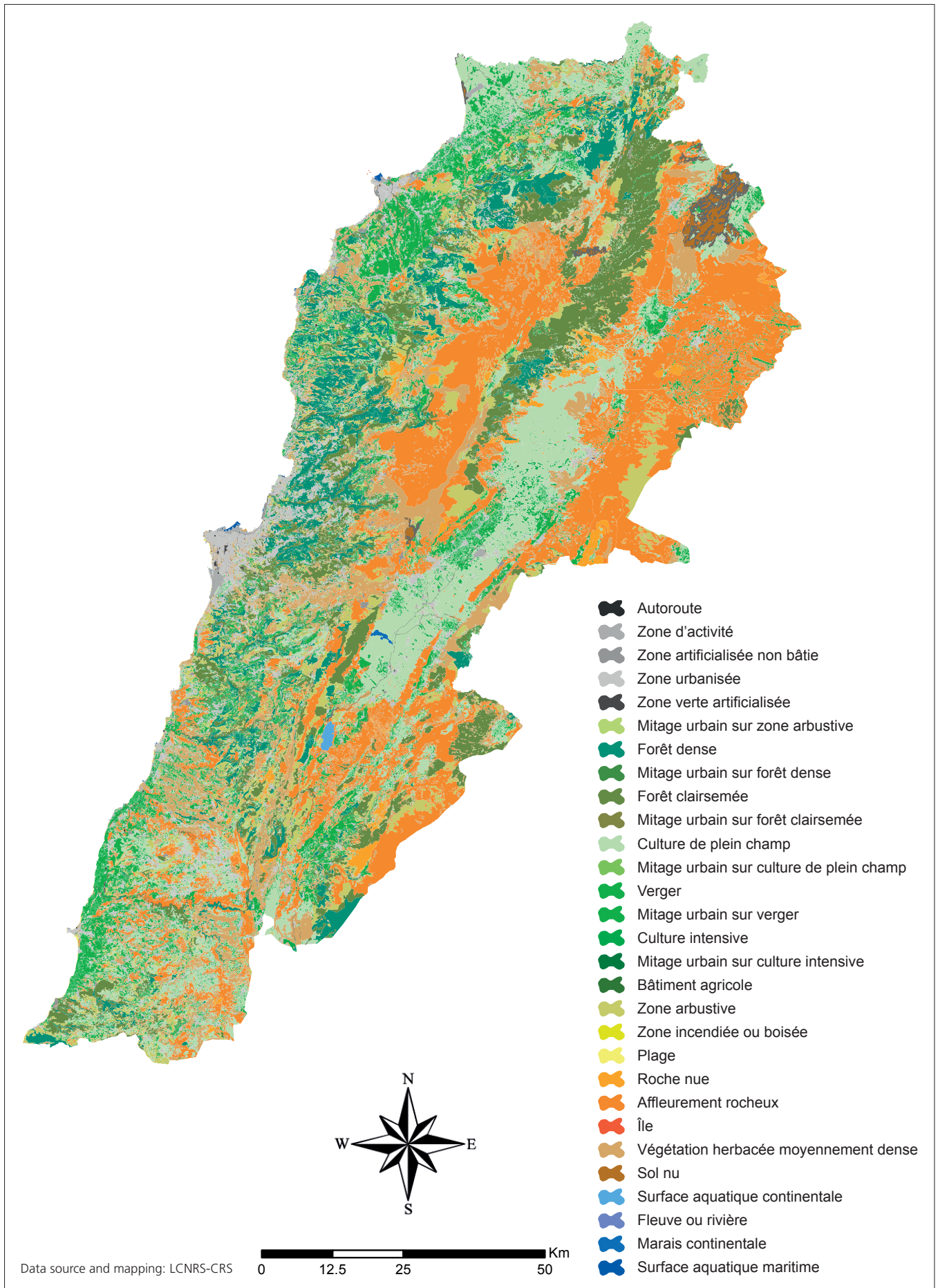


Figure 2 – Land cover/Land use map of Lebanon.

by the existing network of protected areas is not associated with the percentage represented by IPAs ($\chi^2 = 87.05$, $df = 9$, $p < 0.01$), which further confirms the significant shortcomings in the coverage of some soil types by the existing network of protected areas (Table 4).

Protected areas distribution with respect to vegetation and bioclimatic levels

Vegetation in Lebanon is typically represented by clear altitudinal zonation where ten vegetation levels, each characterized by specific plant associations, can be distinguished. This zonation is firmly correlated to bioclimatic

conditions which have contributed to the establishment of five bioclimatic levels in Lebanon according to the Emberger Quotient (Abi-Saleh *et al.* 1996). Figure 3 displays the resulting overlaid distribution of bioclimatic and vegetation levels in Lebanon. Micro and macroclimatic conditions, as well as changes in vegetation levels and series (from humid valleys to steppic and pre-steppic areas) have indeed a considerable impact on biodiversity distribution patterns, as they contribute in the delineation of different types of habitats and micro-habitats, each recognized for specific ecological features.

Results of overlaying the map of protected areas and other areas of ecological conservation value with the overlaid map of bioclimatic and vegetation levels are presented in Table 5 which exhibits the percentages of existing protected areas, IPAs and IBAs falling over the different vegetation and bioclimatic levels in Lebanon.

Existing protected areas are mainly distributed in the typical Mediterranean vegetation series (between 0 and 2,000m of altitude) with a yet almost insignificant extent over the typical Oro-Mediterranean vegetation level (2,000m) and the presteppic Mediterranean vegetation series. The latter are located in the northern Bekaa, anti-Lebanon chain and the eastern side of the western mountain chain, characterized by the predominance of arid to per-humid environments prevailed by open shrublands, scrublands and rocky stations, where the Lebanese government did not yet initiate the establishment of protected areas.

Table 4 – Results of the chi-square statistic on the association between the percentage of soil types represented by the network of existing protected areas in Lebanon and that represented by IPAs. Test results: $\chi^2 = 87.05$, $p < 0.01$ ($df = 9$).

Soil type (SDATL 2004)	IPAs
Red soil (terra rossa) - passes sometimes to forest brown soil	20
Mixed soil (mainly on mountains) on alternating marl, limestone and sandstone or on marl with bedded limestone	2
Yellowish mountain soil	3
Coastal sand	5
Black or grey soil (sometimes rubified, on basalt)	5
Recent fluvial alluvium	1
Sandy soil	2
Gravel pits, stones and bare rocks	11
Consolidated dunes	2
Other (poudingues, brown soils, chestnut soils, artificial hills, etc.)	5

Table 5 – Distribution of existing protected areas, IPAs and IBAs with respect to the different vegetation and bioclimatic levels in Lebanon. IPA = Important Plant Area, IBA = Important Bird Areas.

Vegetation and bioclimatic levels		Existing protected areas (%)	IPAs (%)	IBAs (%)
Typical Mediterranean vegetation series	Thermo-Mediterranean (0-500m)	25	10	19
	Eu-Mediterranean (500-1,000m)	27	14	25
	Supra-Mediterranean (1,000-1,500m)	16	10	19
	Montane Mediterranean (1,500-2,000m)	18	14	25
	Oro-Mediterranean (> 2,000m)	4	17	6
Presteppic Mediterranean vegetation series	Thermo and Eu-Mediterranean presteppic (1,000-1,500m)	6	7	6
	Presteppic Supra-Mediterranean (1,400-1,800m)	0	7	0
	Presteppic Montane Mediterranean (1,800-2,400m)	4	7	0
	Presteppic Oro-Mediterranean (> 2,400m)	0	14	0
Bioclimatic levels	Arid	4	17	12
	Semi-Arid	10	24	19
	Sub-Humid	39	21	25
	Humid	22	21	19
	Per-Humid	25	17	25

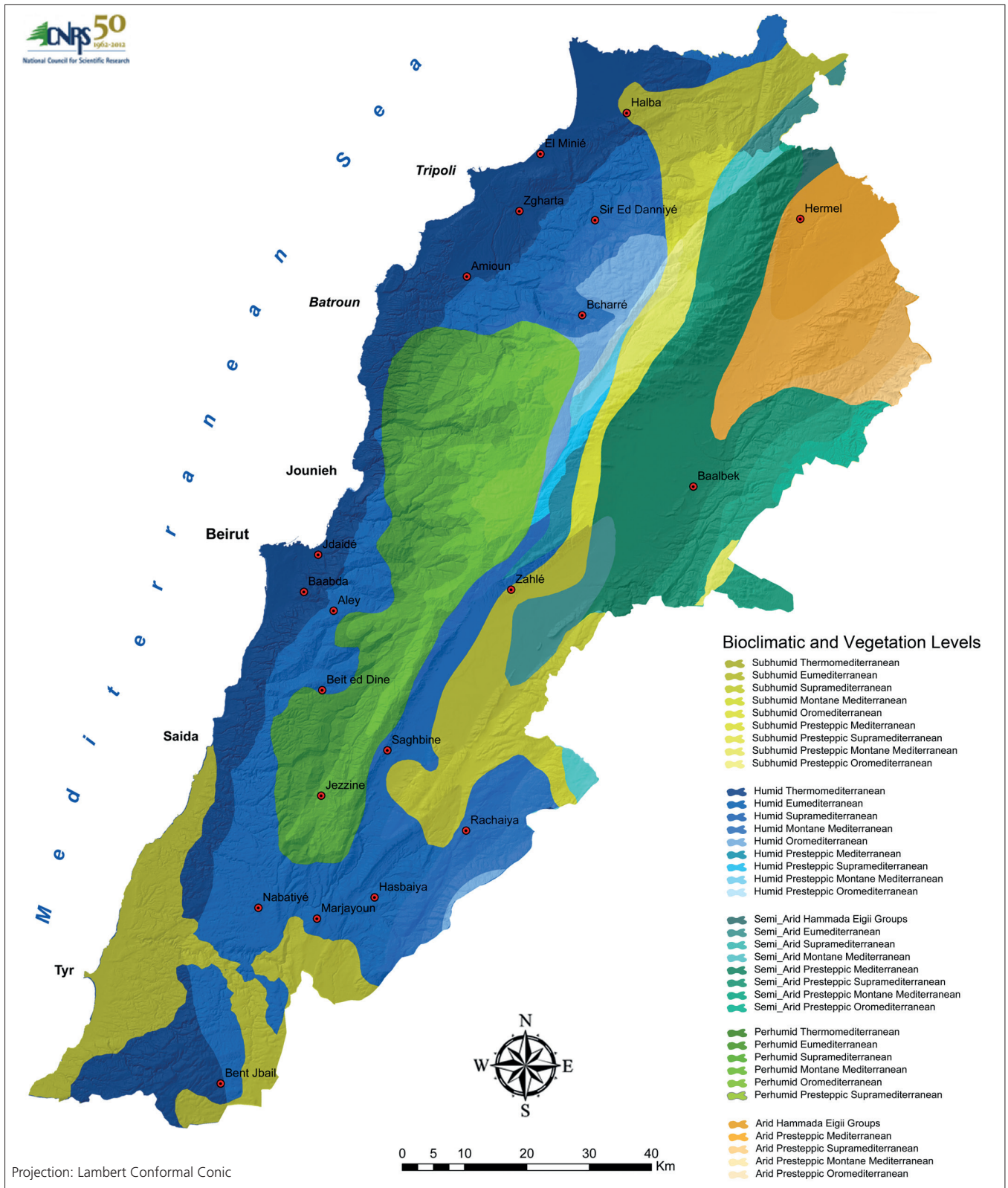


Figure 3 – Overlaid map of bioclimatic and vegetation levels in Lebanon.

In contrast, 52% of the IPAs are identified in areas representing the presteppic Mediterranean vegetation series and the typical Oro-Mediterranean vegetation level. This disparity clearly highlights the importance of these areas in terms of floristic richness. Besides,

whereas most of the existing protected areas are designated in the sub-humid, humid and per-humid bioclimatic levels, IPAs show a roughly equal distribution over all the bioclimatic levels even in the arid and semi-arid levels.

Table 6 – Results of the chi-square statistic on the association between the percentages of bioclimatic/vegetation levels represented by the network of existing protected areas in Lebanon and those represented by IPAs and IBAs.
IPA = Important Plant Area, IBA = Important Bird Areas.
Test results for IPAs $\chi^2 = 156.8, p < 0.01 (df = 13)$ and for IBAs $\chi^2 = 39.4, p < 0.01 (df = 13)$.

Vegetation and bioclimatic levels		Residuals between distributions of existing protected areas and	
		IPAs with respect to the different vegetation and bioclimatic levels	IBAs with respect to the different vegetation and bioclimatic levels
Typical Mediterranean vegetation series	Thermo-Mediterranean (0-500m)	15	6
	Eu-Mediterranean (500-1,000m)	13	2
	Supra-Mediterranean (1,000-1,500m)	6	3
	Montane Mediterranean (1,500-2,000m)	4	7
	Oro-Mediterranean (> 2,000m)	13	2
Presteppic Mediterranean vegetation series	Thermo and Eu-Mediterranean presteppic (1,000-1,500m)	1	0
	Presteppic Supra-Mediterranean (1,400-1,800m)	7	0
	Presteppic Montane Mediterranean (1,800-2,400m)	3	4
	Presteppic Oro-Mediterranean (> 2,400m)	14	0
Bioclimatic levels	Arid	13	8
	Semi-Arid	14	9
	Sub-Humid	18	14
	Humid	1	3
	Per-Humid	8	0

The results of the chi-square statistic test reveal that the percentage of bioclimatic/vegetation levels represented by the existing network of protected areas is not associated either with the percentage represented by IPAs ($\chi^2 = 156.8, df = 13, p < 0.01$), or with that represented by IBAs ($\chi^2 = 39.4, df = 13, p < 0.01$). This highlights further the substantial gaps in the coverage of some bioclimatic/vegetation levels by the current network, and underlines the priority for conservation of perimeters represented by IPAs and IBAs (Table 6).

Discussion

Protected areas distribution in Lebanon: an echo from the past

The particular distribution of protected areas in Lebanon, especially in the Northern and Mount Lebanon governorates, can be attributed to several drivers but mainly to the fact that these two governorates are the most biologically diverse in Lebanon (MoA 2003; Sattout & Abboud 2007). Forests cover 21% of the territory in the North, an extent considered the largest forest continuum in Lebanon harboring the key elements of the Lebanese

flora (Sattout 2007), whereas Mount Lebanon encompasses high levels of biodiversity along with ecologically important high altitude ecosystems (Demopoulos 2008).

Although large areas of great ecological importance (IBAs and IPAs) are identified in the vicinity of the Bekaa valley (the largest agricultural plain in Lebanon) and the eastern mountain chain, these areas remain nearly exempt from protected areas (Figure 1). History can explain this disparity in the spatial coverage of protected areas between the North and Mount Lebanon versus the Bekaa and Anti-Lebanon mountain range. During the Roman era in Lebanon (2nd century A.D.), Emperor Hadrian delimited and claimed cedar, fir and juniper forests as “imperial domains” and halted their exploitation. Since then, conifer forests were given an ultimate priority in conservation (Shackley 2005). In the 20th century, the Lebanese government initiated national conservation strategies favoring the protection of these stands. The forestry law No. 558 of 1996 stipulates that all cedar, fir, juniper and “other coniferous forests” in Lebanon are protected *de facto*.

Yet, given the fact that these forests were (and still are) mostly confined in North and Mount Lebanon, the Lebanese government through its ministries of environment and agriculture

initiated the appropriate legal processes for their conservation. The arid environment of the Anti-Lebanon mountain chain (Abi-Saleh & Safi 1988) along with the large deforestation campaigns that took place between 1963 and 1998 in the inner Bekaa and Hermel valleys and Anti-Lebanon (Asmar 2011) hindered the establishment of such forests while privileging open shrubby structures. These are still currently excluded from the existing protected areas network, although recognized for their high specific fauna and flora richness, along with high rates of endemism (Bischoff & Schmidler 1999; Günter *et al.* 2012; Hraoui-Bloquet *et al.* 2001, 2002; Mouterde 1966, 1970, 1983; MoE/GEF/UNDP 2009; MoE/UNDP/ECODIT 2011; Sattout 2007; Tohmé & Tohmé 2009, 2011). Conversely, forest cover increased in Mount Lebanon region as forests naturally expanded. The quasi-absence of national strategies for habitat/ecosystems conservation (except for the Ramsar convention), have had a profound impact on the negligence of these semi-arid open areas of the Bekaa and Anti-Lebanon, falling in considerable part under strict tribal governance systems which further hampered governmental interventions for resources protection.

The Lebanese Master plan suggested in 2006 a network of seven natural parks that have not yet been established, or even legally recognized as an official category of protected areas (although highly aspired for by local communities). Expanding over the whole Lebanese territory, this network covers an approximate area of 1,800km² (around 17% of the country's overall surface) and extends over large tracts of IPAs and IBAs, being thus able to potentially bridge a great gap in the existing network of protected areas if implemented. However, given that this category is still not formally legalized and created, natural parks remain an ultimate objective to meet.

Although on a first broad level of analysis the current distribution of protected areas in Lebanon does not seem to cover yet all key areas of ecological interest, one cannot deny the fact that existing conservation initiatives constitute a first step towards the creation of an integrated network of protected areas. The presence of these areas per se highlights the positive will of the government, local communities, and national and international organizations, to establish local protection initiatives, and contributes already to the conservation of about 7% of Lebanon's terrestrial and marine ecosystems (Jaradi & Khater 2009).

Protected areas distribution with respect to land cover types: unveiling subtle gaps

The variability in land cover types and land use patterns has a great impact on biological diversity, and is thus considered as a key element in orienting conservation priorities. Besides, land use changes are a major driver of the distribution and functioning of ecosystems. Protected areas distribution in Lebanon is hence assessed with regards to land cover types to assess the extent to which each type is represented by the existing network and identify potential gaps.

The disparity in the spatial coverage of the different types of land cover by the existing protected areas and the areas of ecological conservation value (Tables 1 and 2), highlights the importance of scrublands, grasslands and bare land ecosystems in sheltering high floristic richness, and underlines their subsequent ecological conservation value. Remarkably, these areas are not fairly represented by the existing network of protected areas in Lebanon, although rare in the country (namely in northern Bekaa, Anti-Lebanon and above the tree line - 2,000m) (Asmar 2011), with a specific fauna richness generally known to outcompete that of forest ecosystems (Nangendo *et al.* 2002; Sala *et al.* 2001; Xiaoxu *et al.* 2011).

Another particular land cover feature in Lebanon is the high mountainous spring snow spots recognized as areas of extreme ecological, aesthetic, and economic value for the country. They constitute a national treasure and a repository for biodiversity and water resources. However, the Anti-Lebanon chain remains highly vulnerable to overgrazing patterns, where this practice has nearly destroyed most of the landscape by degrading the vegetation cover and consequently affecting the spring snow spots feeding underground water reservoirs (Asmar 2011). The current myriad of laws and regulations related to urban planning, water, forests and protected areas does not recognize the intrinsic value of mountains as a system, and tends to approach development piecemeal (MoE/UNDP/ECODIT 2011). There are several examples in Europe where mountain areas are included either partly or entirely in the national protected areas designation schemes (MoE/UNDP/ECODIT 2011). In Lebanon, only the Makmel Mountain in north Lebanon is classified as a natural site. Unless the site

is proclaimed a national park consistent with the recommendations of the national land use master plan (SDATL), the mountain will come under increasing pressure from urbanization including logging, hunting, and quarrying. Other mountains and plateaus which are not currently protected and are therefore vulnerable to large-scale urban developments include Sannine, Kneisseh, Aaqoura, Tannourine and Akkar.

Protected areas distribution with respect to soil types: a "bare" reality

Soil types and characteristics have a great impact on flora diversity (Janssens *et al.* 1998; Roem & Berendse 2000; Sylvain & Wall, 2011). Calcareous terra rossa (red soils) and rendzinas are the most common types of soils in Lebanon and the Mediterranean region (Darwish 2006; Durn 2003; Lamouroux 1971). The majority of nature reserves and protected forests in Lebanon fall on red soils, which explains their high representation in the existing network of protected areas.

Rare in Lebanon yet known for their importance as fertile substrates for specialized floristic elements (Bell *et al.* 1998; Boland *et al.* 2006; Darwish 2006; Roem & Berendse 2000), black and grey soils are on the contrary poorly represented in the existing network of protected areas in Lebanon compared to that of IPAs (Tables 3 and 4). This disparity highlights the fact that uncommon soils support indeed the establishment of rare plant communities adapted to such particular soil features. These gaps underline the importance of further considering stony areas, areas with bare rocks and black or grey soils for conservation, as these substrates are rare in the country and harbor rare plants and animal communities. Examples of such areas include the high altitude open shrubby ecosystems in North and Mount Lebanon sheltering high rates of flora and reptiles diversity and endemism (EcoMed – Ecologie & Médiation, unpublished data; Hraoui-Bloquet *et al.* 2002), rocky slabs, and rocky stations in South and Mount Lebanon harboring high rates of rare and endemic plants, reptiles and amphibians species (EcoMed – Ecologie & Médiation, unpublished data; Hraoui-Bloquet *et al.* 2001; Tohmé & Tohmé 2007; Tohmé & Tohmé 2014).

Protected areas distribution with respect to bioclimatic and vegetation levels: an ultimate confirmation

The results of overlaying the map of protected areas and areas of ecological conservation value with the overlaid map of bioclimatic and vegetation levels, are in agreement with those achieved when overlaying the map of protected areas with those of the land cover and soils, and corroborates the gap in protecting areas falling on arid to semi-arid Oro-Mediterranean zones, largely located in the far north of Lebanon, the Bekaa and Anti-Lebanon (Tables 5 and 6). In fact, the combination of presteppic and arid to semi-arid environments creates privileged habitats for a wide number of flora and reptiles species (Bischoff & Schmidler 1999; Günter *et al.* 2012; Hraoui-Bloquet *et al.* 2001, 2002; Mouterde 1966, 1970, 1983; Sattout 2007; Tohmé & Tohmé 2009, 2011) and preferred repositories and/or flyways for some migratory birds (A-Rocha/SPNL 2008), which explains the importance of these areas on the ecological level and stresses therefore the need to protect their structural (physical) and functional attributes.

Synthesis & Conclusion

A comparative analysis of the achieved results confirms that the existing network of protected areas in Lebanon does not cover in a representative manner the country's key ecological features and is thus not completely coherent with the main ecological conservation needs. Several gaps remain in the coverage of important plant areas, fauna habitats, key soil types, major vegetation series and bioclimatic levels, mountain spring spots, inland wetlands, etc., while current conservation interests still strictly target coniferous forests (especially cedars), and to a lesser extent, coastal ecosystems. For instance, two specific areas worth of conservation include the plain of Nahr El Assi in northern Bekaa recognized as both IPA and IBA, and the northern mountain of Anti-Lebanon also renowned as an IPA.

This can be clearly explained by the existing lack of mechanisms for protected areas design and designation in Lebanon, where these latter are randomly created upon the availability of funds and the socio-political opportunities to establish protected areas in particular villages,

and is thus not based on pertinent scientific criteria able to spot and appropriately orient and prioritize conservation initiatives. After all, conservation is about prioritization, and prioritization is all about answering questions about when, where, and how we can efficiently achieve conservation goals. It is usually achieved within a wider decision-making context in which the needs of many land users and stakeholders are acknowledged, and in which fundamental criteria for understanding the issues associated with protected areas as global biodiversity indicators, protected area location and design, and the effectiveness of protected areas in achieving conservation objectives are taken into account. Still, in a prevailing unstable political and socioeconomic context where national security issues have overshadowed nature conservation priorities, even though the gaps in protected areas coverage remain numerous and of ultimate importance to address, these areas have succeeded to conserve at least few spots of ecological importance before they even disappear or get exploited. While the number of protected areas is progressively increasing over the country, the extent to which these areas correlate with identified conservation priorities and effectively represent, maintain and conserve key ecological features is still inadequate. Besides, the current absence of a legal framework for protected areas designation and management in Lebanon hinders effective conservation initiatives. In this context, the Lebanese government is currently drafting a law for protected areas that will hopefully “systematically” orient protected areas creation and categorization. Adding to that, socioeconomic aspects in protected areas designation are not fully taken into account when attempting to establish a new conservation initiative. Therefore, it is of utmost importance to identify pertinent criteria and descriptors and develop an efficient system of protected area designation that would objectively orient conservation priorities based on relevant ecological and socioeconomic criteria encompassing all aspects related to biodiversity (flora and fauna), physical environments (soil, topography, geology, etc.) and livelihoods.

Biodiversity conservation does not require at all absolute protection, but can be achieved through simple and easy approaches integrating socio-ecological systems. This is the role of protected areas. The goal is to achieve desired conservation of key ecological features while respecting the whole system embedding them.

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest.

Bibliography

- Abi-Saleh B., 1978. *Étude phytosociologique, phytodynamique et écologique des peuplements sylvaux du Liban : signification bioclimatique et essai de cartographie dynamique*. Dissertation, université d'Aix-Marseille III, Marseille, France.
- Abi-Saleh B. & Safi S., 1988. Carte de la végétation du Liban au 1/500 000 + Notice explicative. *Ecologia Mediterranea* 14(1/2): 123-142.
- Abi-Saleh B., Nasser N., Rami H., Safi N., Safi S. & Tohmé H., 1996. *Étude de la diversité biologique du Liban, T. III, La flore terrestre. Habitats forestiers et écosystèmes naturels*, Ministère de l'Agriculture du Liban, Projet PNUE/GF/6105-92-72, Liban, 147 p.
- Abuzinada A. H., 2003. The role of protected areas in conserving biological diversity in the kingdom of Saudi Arabia. *J. Arid. Environ.* 54(1): 39-45.
- A-Rocha & SPNL (Society for the Protection of Nature in Lebanon), 2008. *Final report to the MAVA board on the identification and conservation of new “important bird areas” in Lebanon project. IBA’s map*. Project funded by MAVA foundation.
- Asmar F., 2011. *Country Pasture/Forage Resource Profiles. Lebanon*. FAO, 43p.
- Bagella S., Caria M.C. & Filigheddu R., 2013. Gap analysis revealed a low efficiency of Natura 2000 network for the conservation of endemic species in Mediterranean temporary freshwater habitats. *Plant Biosyst.* 147(4): 1092-1094.
- Bell M. J., Moody P. W., Connolly R.D. & Bridge B. J., 1998. The role of active fractions of soil organic matter in physical and chemical fertility of Ferrisols. *Aust. J. Soil Res.* 36(5): 809-819.
- Bischoff W. & Schmidtler J. F., 1999. New data on the distribution, morphology and habitat choice of the *Lacerta laevis-kulzeri* complex. *Nat. Croat.* 8(3): 211-222.
- Blondel J. & Aronson J., 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, New York, 328 p.
- Bowker M. A., Miller M. E., Belnap J., Sisk T. D. & Johnson N. C., 2008. Prioritizing conservation effort through the use of biological soil crusts as ecosystem function indicators in an arid region. *Conserv. Biol.* 22(6), 1533-1543.
- Brandon K., Gorenflo L. G., Rodrigues A. S. L. & Waller R. W., 2005. Reconciling biodiversity conservation, people, protected areas, and agricultural suitability in Mexico. *World Dev.* 33(9): 1403-1418.
- Brennan M. J., 2009. *Les aires marines protégées comme outils de conservation de la biodiversité marine : application de critères de sélection et considération de la pertinence des critères adoptés dans le cadre de la convention sur la diversité biologique*. Dissertation, université de Sherbrooke, Québec, Canada.
- Boland D.J., Brooker M.I.H., Chippendale G.M., Hall N., Hyland B.P.M., Johnston R.D., Kleinig D.A., McDonald M.W. & Turner J.D., 2006. *Forest trees*

- of Australia, 5th edition. Csiro Publishing, 2006, Nature, 736 p.
- CBD (Convention on biological diversity), 1992. Available at: <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf> [accessed on 3.04.2014]
- Chape S., Harrison J., Spalding M. & Lysenko I., 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philos. T. Roy. Soc. A.* 360: 443-455.
- Cote I. M., Mosqueira I. & Reynolds J. D., 2001. Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis. *J. Fish. Biol.* 59: 178-189.
- Cox R.L. & Underwood E.C., 2011. The importance of conserving biodiversity outside of protected areas in Mediterranean ecosystems. *Plos One* 6(1): e14508.
- Darwish T., 2006. *Soil map of Lebanon, 1:50000*. Coll. "National council for scientific research monograph series", no. 4, National Council for Scientific Research, Beirut, 367 p.
- Demopoulos H., 2008. *A study into the importance of Jabal Moussa for birds in Lebanon. Jabal Moussa bird research 2007-2008*. A Rocha, Lebanon, 42 p.
- Durn G., 2003. Terra rossa in the Mediterranean region: parent materials, composition and origin. *Geol. Croat.* 56(1): 83-100.
- Gaines S. D., Lester S. E., Grorud-Colvert K., Costello C. & Pollnac R., 2010. Evolving science of marine reserves: new developments and emerging research frontiers. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 107: 18251-18255.
- Game E. T., Grantham H. S., Hobday A. J., Pressey R. L., et al., 2009. Pelagic protected areas: the missing dimension in ocean conservation. *Trends Ecol. Evol.* 24: 360-369.
- Gaston K. J., Jackson S. F., Cantú-Salazar L. & Cruz-Piñón G., 2008. The ecological performance of protected areas. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 39: 93-113.
- Gray N. J., 2010. Sea change: exploring the international effort to promote marine protected areas. *Conservat. Soc.* 8: 331-338.
- Guidetti P. & Sala E., 2007. Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 335: 43-56.
- Günter C. M., Zeegers T., Hogsette J. A., Revay E. E., Kravchenko V. D., Leshvanov A. & Schlein Y., 2012. An annotated checklist of the horse flies (Diptera: Tabanidae) of Lebanon with remarks on ecology and zoogeography: Pangoniinae and Chrysopsinae. *J. Vector Ecol.* 37(1): 216-220.
- Halpern B. S. & Warner R. R., 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecol. Lett.* 5: 361-366.
- Hraoui-Bloquet S., Sadek R. & Geze R., 2001. Amphibians of Lebanon: Inventory, geographical and altitudinal distribution. *Bull. Soc. Herpet. Fr.* 99(3): 19-28.
- Hraoui-Bloquet S., Sadek R. A., Sindaco R. & Venchi A., 2002. The herpetofauna of Lebanon: new data on distribution. *Zool. Middle East.* 27: 35-46.
- Janssens F., Peeters A., Tallowin J. R. B., Bakker J. P., Bekker R. M., Fillat F. & Oomes M. J. M., 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant Soil.* 202: 69-78.
- Jaradi G. & Khater C., 2005. *Third national report of Lebanon to the convention on biological diversity*. UNDP, Beirut, 256p.
- Khan M. L., Menon S. & Bawa K. S., 1997. Effectiveness of the protected area network in biodiversity conservation: a case-study of Meghalaya state. *Bio-divers. Conserv.* 6(6): 853-868.
- Kilani H., Serhal A., Llewlyn O., 2007. *Al-Hima: A way of life*. IUCN West Asia, Amman / Jordan / Poverty, Equity and Gender Programme, SPNL, Beirut, 72p.
- Kritzer J. P., 2004. Effects of noncompliance on the success of alternative designs of marine protected-area networks for conservation and fisheries management. *Conserv. Biol.* 18: 1021-1031.
- Lamouroux M., 1971. *Étude de sols formés sur roches carbonatées : pédogenèse fersiallitique au Liban*. Thèse de doctorat de l'Office de la recherche scientifique et technique outre-mer (ORSTOM) de Paris, 314p.
- Le Saout S., Hoffmann M., Shi Y., Hughes A., Bernard C., Brooks T.M., Bertzky B., Butchart S.H.M., Stuart S.N., Badman T. & Rodrigues A.S.L., 2013. Protected areas and effective biodiversity conservation. *Science* 342(6160): 803-805.
- Lester S. E., Halpern B. S., Grorud-Colvert K., Lubchenco J., Ruttenberg B. I., Gaines S. D., Airamé S. & Warner R. R., 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384: 33-46.
- Lester S. E. & Halpern B. S., 2008. Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 367: 49-56.
- Lovejoy T., 2008. Climate change and biodiversity. *Rev. Sci. Tech.* 27(2).
- Lubchenco J., Palumbi S. R., Gaines S. D. & Andelman S., 2003. Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecol. Appl.* 13: 3-7.
- Lubchenco J., Gaines S., Warner R., Palumbi S., et al., 2007. The science of marine reserves, 2nd edition, international version. Available at: www.piscoweb.org [accessed on 25 March 2014].
- Médail F. & Quézel P., 1999. Biodiversity Hotspots in the Mediterranean Basin: Setting Global Conservation Priorities. *Conserv. Biol.* 13:1510-1513.
- Micheli F., Halpern B.S., Botsford L.W. & Warner R.R., 2004. Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecol. Appl.* 14: 1709-1723.
- MoA (Ministry of Agriculture), 2003. *National action program to combat desertification*. MoA, Beirut, 71p.
- MoE (Ministry of Environment)/ GEF (Global Environmental Fund)/ UNDP (United Nations Development Program), 2009. *Fourth national report of Lebanon to the convention on biological diversity. Towards 2010 biodiversity target*. Beirut, 243p.
- MoE (Ministry of Environment)/ UNDP (United Nations Development Program)/ ECODIT, 2011. *State and trends of the Lebanese environment*. 355p. Available at: <http://www.MOE.gov.lb/Pages/SOER2010.aspx>
- Mora C. & Sale P.F., 2011. Ongoing global biodiversity loss and the need to move beyond protected areas: a review of the technical and practical shortcomings of protected areas on land and sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 434: 251-266.
- Mora C., Aburto-Oropeza O., Ayala A., Ayotte P.M., Banks S., Bauman A.G., Beger M., Bessudo S., Booth D.J., Brokovich E., Brooks A., Chabaneet P., Cinner J.E., Cortes J., Cruz-Motta J.J., Cupul Magana A., DeMartini E.E., Edgar G.J., Feary D.A., Ferse S.C.A., Friedlander A.M., Gaston K.J., Gough C., Graham N.A.J., Green A., Guzman H., Hardt M., Kulbicki M., Letourneur Y., Lopez Perez A., Loreau

- M., Loya Y., Martinez C., Mascarenas-Osorio I., Morove T., Nadon M.O., Nakamura Y., Paredes G., Polunin N.V.C., Pratchett M.S., Reyes Bonilla H., Rivera F., Sala E., Sandin S.A., Soler G., Stuart-Smith R., Tessier E., Tittensor D.P., Tupper M., Usseglio P., Vigliola L., Wantiez L., Williams I., Wilson S.K. & Zapata F.A., 2011. Global human footprint on the linkage between biodiversity and ecosystem functioning in reef fishes. *Plos Biol.* 9: e1000606
- Mouterde P., 1966. *Nouvelle flore du Liban et de la Syrie*. Tome I. Imprimerie catholique de Beyrouth, Beyrouth, 563p.
- Mouterde P., 1970. *Nouvelle flore du Liban et de la Syrie*. Tome II. Imprimerie catholique de Beyrouth, Beyrouth, 720p.
- Mouterde P., 1983. *Nouvelle flore du Liban et de la Syrie*. Tome III. Imprimerie catholique de Beyrouth, Beyrouth, 578p.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Da Fonseca G.A.B. & Kent J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nangendo G., Stein A., Gelens M., De Gier A. & Albricht R., 2002. Quantifying differences in biodiversity between a tropical forest area and a grassland area subject to traditional burning. *Forest Ecol. Manag.* 164: 109-120.
- Naughton-Treves L., Buck Holland M. & Brandon K., 2005. The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annu. Rev. Env. Resour.* 30: 219-252.
- Newmark W.D., 1987. A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North American parks. *Nature* 325: 430-432.
- Olivier L., Galland J.P., Maurin H. & Roux J.P., 1995. *Livre rouge de la flore menacée de France*. Tome I, *Espèces prioritaires*. Muséum national d'histoire naturelle, Conservatoire botanique national de Porquerolles, Ministère de l'Environnement, Paris. 621p.
- Parks S.A. & Harcourt A.H., 2002. Reserve size, local human density, and mammalian extinctions in US protected areas. *Conserv. Biol.* 16: 800-808.
- Pimm S.L., Ayres M., Balmford A., Branch G., et al., 2001. Can we defy nature's end? *Science* 293: 2207-2208.
- Quétier F., & Lavorel S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biol. Cons.* 144(12) : 2991-2999.
- Quézel P., 1999. Biodiversité végétale des forêts méditerranéennes, son évolution éventuelle d'ici à trente ans. *For. méditerr.* 20(1): 3-8.
- Radford E.A., Catullo G. & Montmollin B. (eds.), 2011. *Important plant areas of the south and east Mediterranean region: priority sites for conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Malaga, Spain, VIII + 108p.
- Rakitin A. & Kramer D.L., 1996. Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 131: 97-113.
- Rivard D.H., Poitevin J., Plasse D., Carleton M. & Currie D.J., 2000. Changing species richness and composition in Canadian national parks. *Conserv. Biol.* 14: 1099-1109.
- Rodrigues A., Andelman S.J., Bakarr M.I., Boitani L., Brooks T.M., Cowling R.M., Fishpool L.D.C., Da Fonseca G.A.B., Gaston K.J., Hoffmann M., Long J.S., Marquet P.A., Pilgrim J.D., Pressey R.L., Schipper J., Sechrest W., Stuart S.N., Underhill L.G., Waller R.W., Watts M.E.J. & Yan X., 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428.
- Roem W.J. & Berendse F., 2000. Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. *Biol. Conserv.* 92(2): 151-161.
- Rogers C.S. & Beets J., 2001. Degradation of marine ecosystems and decline of fishery resources in marine protected areas in the US Virgin Islands. *Environ. Conserv.* 28: 312-322.
- Sala O.E., Austin A.I. & Vivanco L., 2001. Temperate grassland and shrubland ecosystems. *Enc. Biodiv.* 5: 627-635.
- Sattout E., 2007. *Assessment of flora biodiversity and forest composition and structure in Akkar-Donnieh area. Final report. Setting the Path towards the establishment of a National Natural Park in the region of Akkar - Donnieh project*. Mada/RSCN/SDC, Beirut, 69p.
- Sattout E., & Abboud M., 2007. *National capacity self-assessment for global environmental management. Thematic biodiversity profile*. National self-assessment for global management, GEF/UNDP/MoE, Beirut, 108p.
- SDATL., 2004. *Schéma directeur d'aménagement du territoire libanais. Rapport final*. Dar El Handassah (Liban) et IAURIF (France), 239p.
- Scheffer M. & Carpenter S.R., 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends Ecol. Evol.* 18: 648-656.
- Shackley M., 2005. Managing the cedars of Lebanon. In: Harrison D. and Hitchcock M. (eds.), *The politics of world heritage: negotiating tourism and conservation (current themes in tourism)*, Channel View Publications, Bristol, 192p.
- Sylvain Z. A. & Wall D. H., 2011. Linking soil biodiversity and vegetation: implications for a changing planet. *Am. J. Bot.* 98(3): 517-527.
- Thompson I., Mackey B., McNulty S. & Mosseler A., 2009. *Forest Resilience, biodiversity, and climate change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 43, 67p.
- Thouless C.R., 1998. Large mammals inside and outside protected areas in the Kalahari. *T. Roy. Soc. S. Afr.* 53: 245-255.
- Tohmé G. & Tohmé H., 2007. *Illustrated flora of Lebanon*. CNRS publication, Beirut, 608p.
- Tohmé G. & Tohmé H., 2009. Espèces nouvelles du Liban et redescription d'espèces endémiques. *Lebanese Science Journal.* 10(2), 125-130.
- Tohmé G. & Tohmé H., 2011. Nouvelles recherches sur la flore endémique et naturalisée du Liban. *Lebanese Science Journal.* 12(2), 133-141.
- Tohmé, G. & Tohmé H., 2014. *Illustrated flora of Lebanon*. CNRS publication, Beirut, 610p.
- Western D., Russell S. & Cuthill I., 2009. The status of wildlife in protected areas compared to non-protected areas of Kenya. *Plos One* 4:e6140.
- Xiaoxu J., Mingan S., & Xiaorong W., 2011. Richness and composition of herbaceous species in restored shrubland and grassland ecosystems in the northern Loess Plateau of China. *Biodivers. Conserv.* 20(14): 3435-3452.

Étude de la phytodiversité et caractérisation de l'habitat de *Teucrium polium* L. (Lamiaceae) du mont de Tessala (Algérie occidentale)

*Characterizing the habitats and plant communities
of *Teucrium polium* L. (Lamiaceae),
Tessala mount (Western Algeria)*

Nadjia FERTOUT-MOURI^{* 1}, Ali LATRÈCHE², Zoheir MEHDADI²,
Soror AKLI-DJAABOUB³, Adel AKLI³

1. Laboratoire matériaux avancés et physico-chimie pour l'environnement et la santé, faculté des sciences de la nature et de la vie, université Djillali-Liabès, BP 89, Haï Larbi Ben M'Hidi, Sidi Bel Abbès, 22000, Algérie.
2. Laboratoire de biodiversité végétale : conservation et valorisation, faculté des sciences de la nature et de la vie, université Djillali Liabès, BP 89, Haï Larbi Ben M'Hidi, Sidi Bel Abbès, 22000, Algérie.
3. Université Djillali Liabès, faculté des sciences de la nature et de la vie, BP 89, Sidi Bel Abbès, 22000, Algérie.

* Auteur correspondant : nadjiafertout@yahoo.fr

Received: 19 January, 2016; First decision: 6 September, 2016; Revised: 18 September., 2016;
Second decision: 17 December, 2016.

Résumé

L'étude écologique de *Teucrium polium* L. menée au niveau du mont de Tessala a permis de mettre en évidence une richesse floristique importante.

D'après la caractérisation de la phytodiversité rencontrée, les inventaires floristiques réalisés au niveau des 13 stations échantillonnées ont permis de recenser 88 espèces réparties sur 32 familles botaniques dont la plus importante et la mieux représentée est celle des Astéracées. La distribution des espèces est assez hétérogène. Cette variabilité est en relation avec les diffé-

rents facteurs du milieu, tels que le type de sol, conjugués aux actions anthropozoogènes. Nous constatons également que le type biologique le plus prédominant est celui des thérophytes (40 espèces, soit 45,45 %). Aussi, la flore de notre région comprend plusieurs groupes phytochorologiques. Elle se démarque par la présence d'espèces endémiques et la dominance de l'élément méditerranéen avec 38 espèces.

Il ressort également que *Teucrium polium* L. se développe sur des sols calcaires, légèrement alcalins et qu'il est indifférent au taux de matière organique. Son amplitude d'habitat est très large (entre 713 m et 995 m) et son optimum de développement se situe au niveau de la deuxième classe (802 m-880 m) avec un barycentre de 2,04. Il appartient au groupe écologique des espèces indicatrices des moyennes altitudes.

Mots clés : richesse floristique, type biologique, groupes phytochorologiques, amplitude d'habitat, barycentre, groupe écologique.

Abstract

The ecological study of Teucrium polium L. conducted at the Mount Tessala helped to highlight an important plant species richness. Eighty-eight (88) species in 32 botanical families, the most important and best represented being the Asteraceae, were identified in 13 sampling sites. The distribution of the species was quite heterogeneous. This variability was related to various environmental factors such as soil type, combined with anthropogenic activities. We also found that the most predominant biological type were therophytes (40 species or 45.45%). The flora of the region included several plant origin groups. It was distinguished by the presence of endemic species and the dominance of the Mediterranean species represented by 38 species. It appeared that Teucrium polium grows on calcareous soils, slightly alkaline and is indifferent to organic matter. Its habitat range is very broad (between 713m-995m) and its optimum development is located in the second class level (802m-880m) with a center of gravity of 2.04. It belongs to the species indicating medium altitudes.

Introduction

La diversité climatique de la région méditerranéenne et son histoire géologique et paléogéographique lui ont conféré une végétation naturelle riche et variée (Le Houérou 1991). Cette région se caractérise par une exceptionnelle biodiversité (Cowling *et al.* 1996) et une richesse élevée en végétaux rares, principalement concentrés dans de grandes familles végétales (Dominguez Lozano & Schwartz 2005) et elle mérite de ce fait une prise en compte particulière pour sa conservation.

Par sa position géographique et sa diversité écosystémique, l'Algérie occupe une place importante du point de vue de la richesse floristique méditerranéenne. La diversité floristique de l'ouest algérien a intéressé de nombreux chercheurs : Quézel (1957), Aidoud (1983), Bouazza & Benabadji (1998), Chérifi *et al.* (2011).

La végétation du mont de Tessala (Algérie occidentale) constitue un bon exemple pour l'étude de la diversité végétale et de la dynamique naturelle de ces écosystèmes. Elle résulte de l'action conjuguée de différents facteurs biotiques et abiotiques, notamment une longue et profonde action anthropozoogène. Sous cette pression permanente, on assiste

à une dégradation très avancée de certaines structures végétales forestières du mont de Tessala qui cèdent la place à des formations arbustives formant principalement des matorrals fruticés associés dans les meilleurs des cas à quelques essences forestières, témoins des forêts originelles (Chérifi *et al.* 2011). Ce massif montagneux présente un réel intérêt de par ses composantes tant géographiques qu'écologiques. La faune et la flore sont soumises continuellement à des pressions humaines croissantes et incontrôlées. Ces dernières constituent une menace directe pour la préservation et le renouvellement des ressources biologiques ainsi que pour l'équilibre écologique de la zone. De plus, la niche écologique des espèces végétales est le plus souvent méconnue, ce qui rend complexe les opérations de conservation.

Grâce à l'étude des profils écologiques, l'objectif de ce travail consiste à analyser la phytodiversité des cortèges floristiques de *Teucrium polium* L. ainsi que les caractéristiques du milieu physique déterminant la mise en place de ce taxon. L'effet du facteur « altitude » est intégré dans notre travail pour rendre compte de son influence sur la distribution de l'espèce.

Teucrium polium L. appartient à la famille des Lamiacées, une importante famille de plantes dicotylédones qui compte 258 genres et 6 970 espèces. Elle comporte de nombreuses plantes exploitées pour leurs essences ou cultivées pour l'ornementation et de nombreuses espèces sont aussi bien utilisées dans la médecine traditionnelle que dans la médecine moderne (Judd *et al.* 2002).

En Algérie, il n'existe pas moins de douze sous-espèces de *Teucrium polium*, parmi lesquelles la sous-espèce *polium* est la plus répandue. Signalons que dans l'ouest algérien, les fleurs de la sous-espèce *polium* présentent la particularité d'avoir une variabilité chromatique corrélée à une fréquence de présence : on distingue des spécimens à fleurs mauves très répandus et des spécimens à fleurs blanches beaucoup plus localisés (Quézel & Santa 1963).

Dans cette étude, le travail réalisé vise à caractériser l'habitat du *Teucrium polium* selon un gradient altitudinal. Le facteur « altitude » est intégré pour analyser son influence sur la distribution de ce taxon et du cortège floristique qui l'accompagne.

Keywords: plant richness, biological type, origin groups, habitat range, ecological group.

Matériel et méthodes

Zone d'étude et choix des stations

Du point de vue climatique, la région de Tessala appartient à l'étage bioclimatique semi-aride caractérisé par un hiver pluvieux et assez froid et un été très chaud avec une période de sécheresse de six mois. Les températures annuelles moyennes sont comprises entre 8,33 °C et 26,11 °C. Les moyennes des minima du mois le plus froid varient de 2 °C à 4 °C et les moyennes des maxima du mois le plus chaud dépassent rarement les 30 °C (Chérifi *et al.* 2011).

Dans la région de Tessala, les sols restent caractérisés par une faible profondeur, généralement inférieure à 50 cm, une texture où domine la fraction argileuse, avec une faible teneur en matière organique. Le taux de sable reste parfois important et prédispose les sols à une instabilité face à l'érosion avec toutes les conséquences sur la fertilité (Chérifi *et al.* 2011).

Étude pédologique et floristique

Pour l'étude de la phytodiversité et de la caractérisation de l'habitat de *Teucrium polium*, nous avons retenu la méthode phytosociologique dite stigmatiste (Braun-Blanquet 1951). Pour cela, ont été choisies treize stations réparties sur le versant sud du mont de Tessala, en fonction du gradient altitudinal (figure 1).

Au niveau de chaque station et pendant la période propice de végétation optimale (début avril-fin mai), ont été réalisés trois relevés phytosociologiques soit au total trente-neuf relevés. La superficie de chaque relevé est de 100 m², une surface floristiquement homogène et représentative permettant la collecte d'informations fiables (Géhu 1980). À chaque espèce recensée ont été attribués des coefficients d'abondance-dominance et de sociabilité. Les caractères stationnels, à savoir l'altitude, la pente, l'exposition et les coordonnées géographiques ont été notés.

Un échantillon de sol a aussi été prélevé au niveau de l'horizon superficiel pour chaque station, car seuls les horizons superficiels sont importants pour la végétation chaméphytique (Halitim 1985). Les échantillons ont ensuite été soumis à l'analyse physico-chimique : détermination de l'humidité (H), la texture, le potentiel hydrogène (pH), la conductivité

(CE), le taux de matière organique (MO) et les taux de calcaire total (CT) et actif (CA).

Étude phytoécologique

Pour étudier l'écologie de *Teucrium polium* L. et de son cortège floristique, nous avons retenu l'altitude comme paramètre déterminant. Selon ce descripteur, les relevés réalisés sont répartis en classes afin de mettre en évidence les groupes écologiques. Le nombre de relevés varie d'une classe à une autre et ceci en fonction de l'altitude (tableau 1).

Tableau 1 – Classes de l'altitude.

Classes	Nombre de relevés dans chaque classe
Classe 1 (700-800 m)	15
Classe 2 (801-900 m)	15
Classe 3 (901-1 000 m)	06
Classe 4 (> 1 000 m)	03

Cette étude repose sur l'utilisation simultanée des critères floristiques et écologiques pour définir les groupements végétaux. Elle a pour but de caractériser la sensibilité des espèces aux conditions du milieu au moyen de profils écologiques et elle aboutit à la constitution de noyaux d'espèces à écologie semblable, ce qui revient à établir des groupes écologiques (M'Hirit 1982 *in* Cherouana 1996).

Les profils écologiques

Cette méthode permet d'analyser la distribution des espèces dans les différentes classes du descripteur retenu (altitude) grâce aux profils de fréquences relatives (FR) et aux profils des fréquences corrigées (FC) qui sont calculées par les formules suivantes :

$$FR = \frac{FA}{N} \times 100 \text{ (Guillerm 1971)}$$

où : FA : fréquence absolue ; N : nombre de relevés par classe.

$$FC = \frac{FA}{NI} \times \frac{\sum NI}{\sum FA} = FR \times \frac{\sum NI}{\sum FA} \text{ (Guillerm 1971)}$$

où : NI : nombre de relevés de la classe I ; $\sum NI$: nombre total de relevés ; $\sum FA$: somme des fréquences absolues (nombre total des présences de l'espèce).

Amplitude d'habitat (AH) et barycentre écologique (G)

Pour tirer le maximum d'informations des profils écologiques, nous avons utilisé le paramètre d'amplitude d'habitat (AH) pour chaque espèce afin de mieux mesurer la plasticité écologique vis-à-vis d'un descripteur de milieu. La formule suivante a été appliquée :

$$AH = e^{H'} \quad (\text{Blondel 1979})$$

où : e : base des logarithmes népériens ;
 H' : fonction de Shannon = $-\sum PI \text{Log}_e PI$;
 P : proportion des contacts de l'espèce dans chaque modalité de facteurs.

Le barycentre mesure le centre de gravité de la distribution des présences de l'espèce le long d'un descripteur (Blondel 1979) et situe la position moyenne de chaque espèce le long d'un gradient (Ramade 1984). Il permet de situer statistiquement et avec précision l'optimum écologique des espèces (Feltzines 1982). Il dépend étroitement de la définition a priori du nombre de classes de ressources.

$$G = \frac{X1 + 2X2 + 3X3 + \dots + nXn}{\sum X}$$

(Lhéritier *et al.* 1979)

où : X1 : fréquence centésimale de l'espèce E dans la classe 1 du facteur considéré ;
 X2 : fréquence centésimale de l'espèce E dans la classe 2 du facteur considéré, etc.

Lhéritier *et al.* (1979) mentionnent que l'amplitude d'habitat et le barycentre permettent de mieux cerner la façon dont chaque espèce se répartit le long de la succession écologique.

Analyses statistiques des résultats

Diversité qualitative

L'analyse floristique qualitative (familles, genres, espèces) est réalisée à partir de la liste floristique générale dressée à la suite des différents inventaires. Les espèces rencontrées sont également identifiées, classées par types biologiques et biogéographiques en utilisant la flore de Quézel & Santa (1962, 1963).

Dans le cadre de cette étude, l'analyse en composantes principales (ACP) a été retenue pour l'analyse des résultats. Elle a porté sur les 18 variables obtenues à partir des résultats issus des analyses floristiques et physico-chimiques des échantillons de sol et de 13 observations qui sont les stations. Toutes

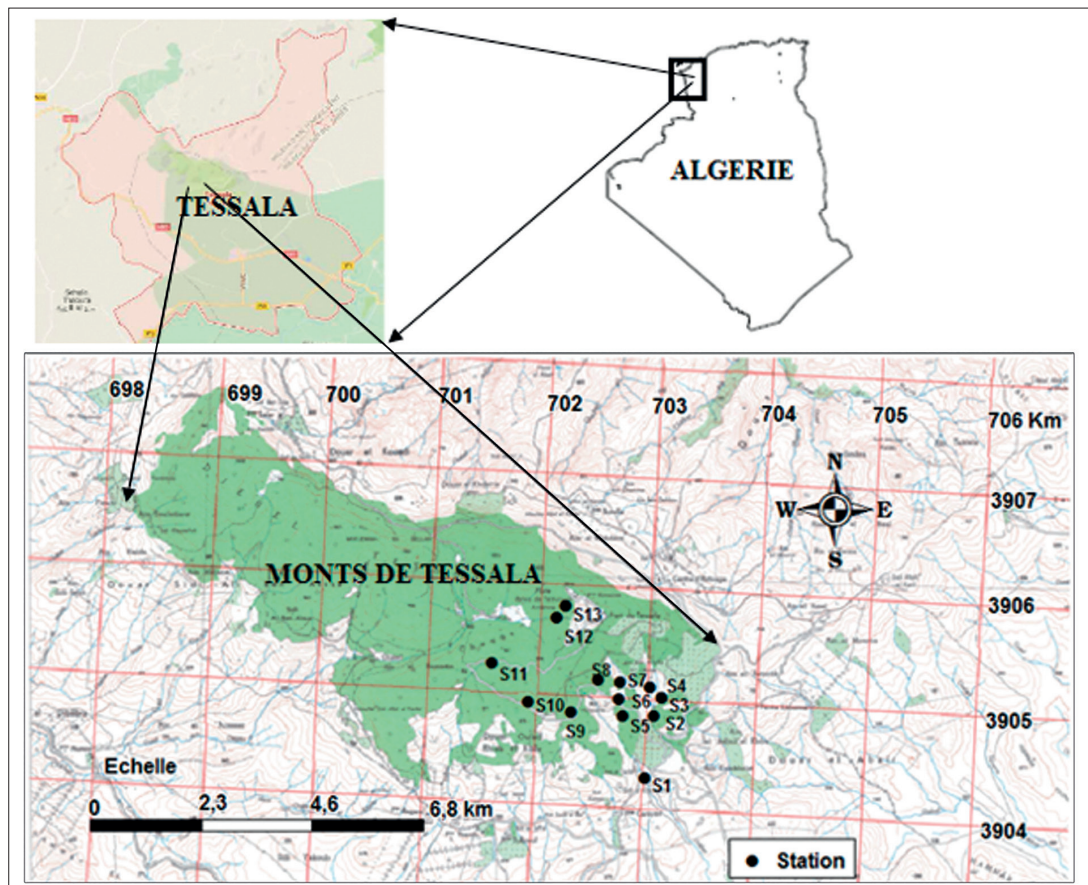


Figure 1 – Localisation des stations échantillonnées.

les variables sont numériques, ce qui a permis d'établir le niveau d'explication entre les descripteurs du milieu et les variables floristiques. Ainsi, par cette méthode, il a été possible d'identifier les facteurs écologiques déterminants pour l'installation du *Teucrium polium* L. et de son cortège floristique à partir de la distribution dans les différents plans factoriels et les corrélations entre variables du milieu et celles de la flore recensée avec les axes factoriels.

Résultats

Analyses pédologiques

Les résultats des analyses physico-chimiques des échantillons de sol prélevés sont consignés dans le tableau 2.

Les échantillons de sol prélevés au niveau de l'horizon superficiel sont caractérisés par des taux appréciables de la fraction grossière, des sables grossiers et fins ; par contre, les pourcentages relatifs des limons et des argiles restent faibles. La projection des résultats des

analyses granulométriques fines sur le triangle de Jamagne (1967) permet de mettre en évidence huit stations à texture limono-sableuse (S2, S3, S4, S5, S6, S7, S9 et S11), quatre à texture sablo-limoneuse (S8, S10, S12 et S13) et une à texture sableuse (S1).

L'humidité est relativement faible. Elle varie entre 7,31 % (S7) et 18,56 % (S1). Pour les stations S1 et S8, les prélèvements ont été effectués après une averse, d'où les taux élevés d'humidité.

Les résultats du potentiel hydrogène révèlent des sols légèrement alcalins au niveau des stations (S1, S3, S4, S5, S6, S7 et S8), légèrement acides au niveau des stations (S11 et S13) et presque neutres dans les stations (S2, S9, S10 et S12).

Pour la conductivité électrique, elle oscille entre 0,10 et 0,21 ms/cm. En se référant à l'échelle de salure d'Aubert (1978), nous constatons que les sols de toutes les stations échantillonnées ne sont pas salins.

Les taux relatifs au calcaire actif sont faibles. On enregistre des valeurs comprises entre 0,03 % et 9,18 % correspondant respectivement aux stations S1 et S6.

Tableau 2 – Richesse en espèces et résultats des analyses pédologiques des échantillons de sol pour les treize stations échantillonnées.

Stations	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13
Richesse													
Richesse	7	13	21	16	27	19	24	17	34	30	31	44	23
Analyses granulométriques													
FG (%)	28,96	13,87	10,03	17,94	16,92	10,68	18,33	12,98	19,93	19,31	15,43	20,07	17,96
SG (%)	28,03	20,37	22,38	21,08	26,37	23,36	21,71	19,05	21,72	31,62	15,98	20,13	28,52
SF (%)	40,01	49,47	40,16	45,71	39,03	38,13	38,53	51,33	41,01	35,03	49,07	43,97	35,21
L (%)	1,12	11,25	14,87	10,02	10,72	13,30	12,36	11,27	8,78	9,01	7,19	9,32	8,87
A (%)	1,88	5,04	12,56	5,25	6,96	14,53	9,07	5,37	8,56	5,03	12,33	6,51	9,44
Texture	S	Ls	Ls	Ls	Ls	Ls	Ls	Sl	Ls	Sl	Ls	Sl	Sl
Paramètres physico-chimiques													
H (%)	18,56	11,95	10,08	12,37	8,03	9,13	7,31	15,67	8,73	12,21	8,94	9,33	10,36
pH	7,62	7,19	7,31	7,43	7,36	7,35	7,36	7,57	7,10	7,13	6,92	7,11	6,89
	LA	LA	LA	LA	LA	LA	LA	LA	VN	VN	LAc	VN	LAc
CE (ms/cm)	0,21	0,12	0,12	0,15	0,12	0,12	0,13	0,17	0,1	0,14	0,11	0,13	0,12
CT (%)	69,91	25,31	39,92	59,62	30,15	50,79	48,27	51,39	46,13	21,32	51,32	7,32	3,23
	TFC	FC	FC	TFC	FC	TFC	FC	TFC	FC	MC	TFC	MC	PC
CA (%)	9,18	1,15	1,21	3,64	0,85	0,03	1,78	3,69	1,38	1,51	0,21	0,23	1,64
MO (%)	9,92	1,78	3,92	4,07	1,67	1,05	3,09	7,02	2,81	1,13	3,09	2,33	2,52
	R	P	MR	R	P	P	MR	R	MR	P	MR	MR	MR

FG : fraction grossière ; SG : sables grossiers ; SF : sables fins ; L : limons ; A : argiles ; Ls : texture limono-sableuse ; Sl : texture sablo-limoneuse ; A : texture argileuse ; S : texture sableuse ; H : humidité ; pH : potentiel hydrogène ; CE : conductivité électrique ; CT : calcaire total ; CA : calcaire actif ; MO : matière organique ; LA : légèrement acide ; VN : voisin de la neutralité ; LAc : légèrement acide ; TFC : très fortement calcaire ; FC : fortement calcaire ; MC : modérément calcaire ; PC : peu calcaire ; P : pauvre en MO ; MR : moyennement riche en MO ; R : riche en MO.

Pour le calcaire total, les normes de l'Association française de normalisation (AFNOR 1987) permettent d'individualiser quatre classes : des sols peu calcaires (S13), des sols modérément calcaires (S10 et S12), des sols fortement calcaires (S2, S3, S5, S7 et S9) et des sols très fortement calcaires (S1, S4, S6, S8 et S11).

D'après les résultats des analyses de la matière organique obtenus et en se basant sur l'échelle de Lambert (1975), on peut structurer les stations en trois classes : des sols pauvres en matière organique (S2, S5, S6 et S10), des sols moyennement riches en matière organique (S3, S7, S9, S11, S12 et S13) et des sols riches en matière organique (S1, S4 et S8).

Analyses floristiques

La richesse spécifique représentée par le nombre d'espèces dans un territoire défini sur un relevé floristique est la première approche pour évaluer la biodiversité (Quézel *et al.* 1988).

Sur les treize stations échantillonnées, le nombre d'espèces rencontrées par station est assez hétérogène et varie de 7 espèces (S1) à 44 espèces (S12) avec un nombre moyen d'espèces égal à 23. L'étude du cortège floristique de *Teucrium polium* L. met en évidence une grande richesse et diversité floristique (tableau 2 ; annexe 1).

L'inventaire réalisé au niveau des treize stations échantillonnées a permis de recenser

88 espèces végétales. La classification de la flore recensée fait ressortir 32 familles botaniques (figure 2).

La famille la mieux représentée est celle des Astéracées (13 espèces, soit 14,77 %) suivies par les Caryophyllacées et celle des Fabacées (8 taxons, soit 9,09 % chacune), ensuite viennent les Poacées (7 espèces, soit 7,96 %), puis les Apiacées et Lamiacées (5 espèces, soit 5,68 % chacune). Les Brassicacées sont représentées par 4 espèces (4,54 %) et les Oléacées et Plantaginacées regroupent 3 espèces chacune, soit 3,41 %. Les 23 familles restantes sont chacune représentées par une ou deux espèces.

La classification des espèces rencontrées selon leur type biologique (figure 3) montre que les thérophytes constituent le type dominant (40 espèces, soit 45,45 %), suivies par les hémicryptophytes avec 28 espèces (31,82 %). Les phanérophytes comptent 11 espèces (12,5 %), puis viennent successivement les chaméphytes et les géophytes avec respectivement 5 espèces (5,68 %) et 4 espèces (4,55 %).

La caractérisation phytogéographique montre que la flore du mont de Tessala est très diversifiée et comprend plusieurs groupes phytocorologiques (figure 4).

Les espèces rencontrées se caractérisent par la présence de quelques espèces endémiques nord-africaines (2 espèces, soit 2,27 %), algérienne, algéro-marocaine et algéro-tunisienne (une espèce chacune, soit 1,14 % chacune).

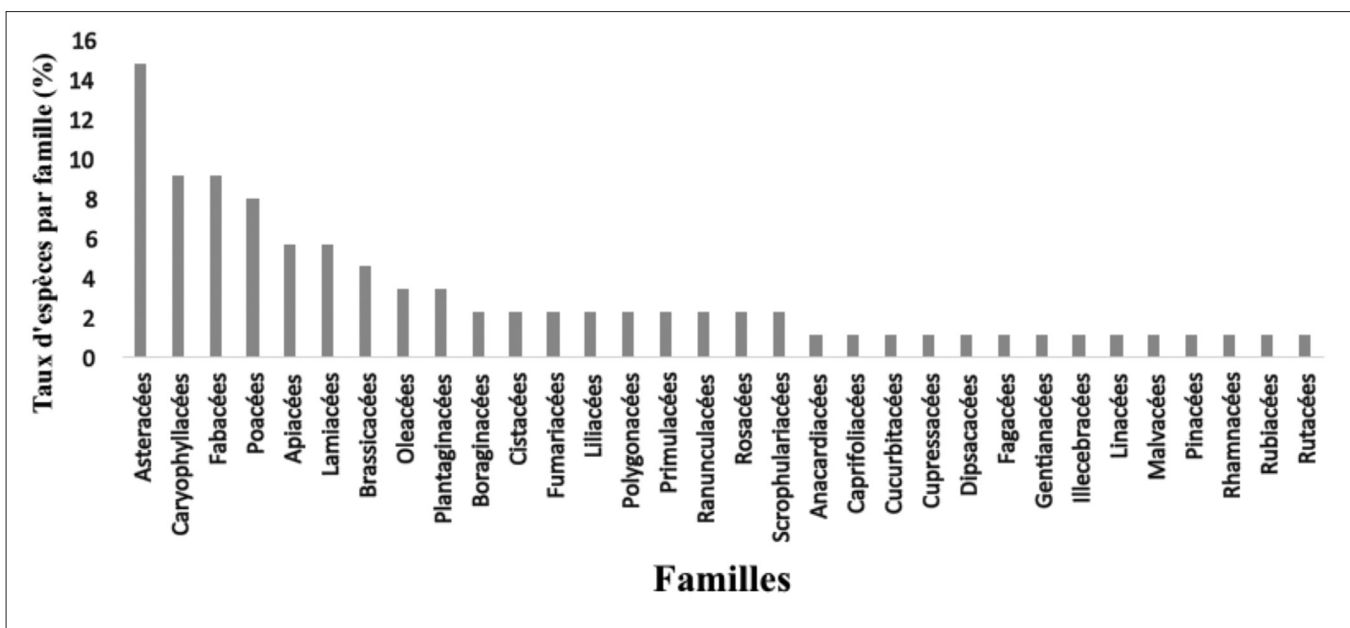


Figure 2 – Classification de la flore recensée et pourcentage par famille.

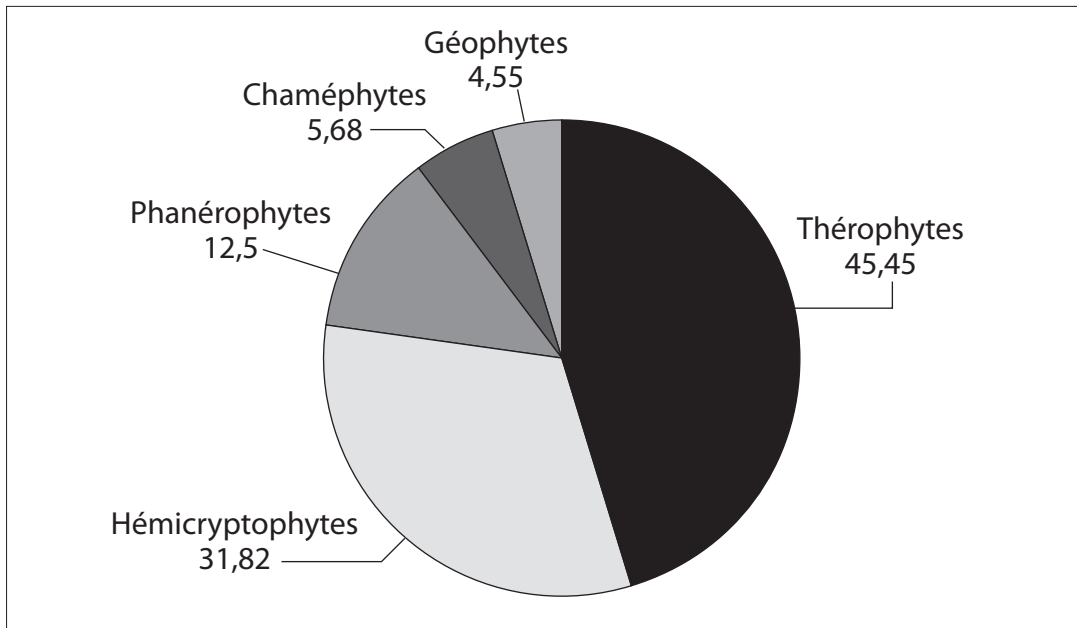


Figure 3 – Taux des différents types biologiques sensu Raunkiaer (1934).

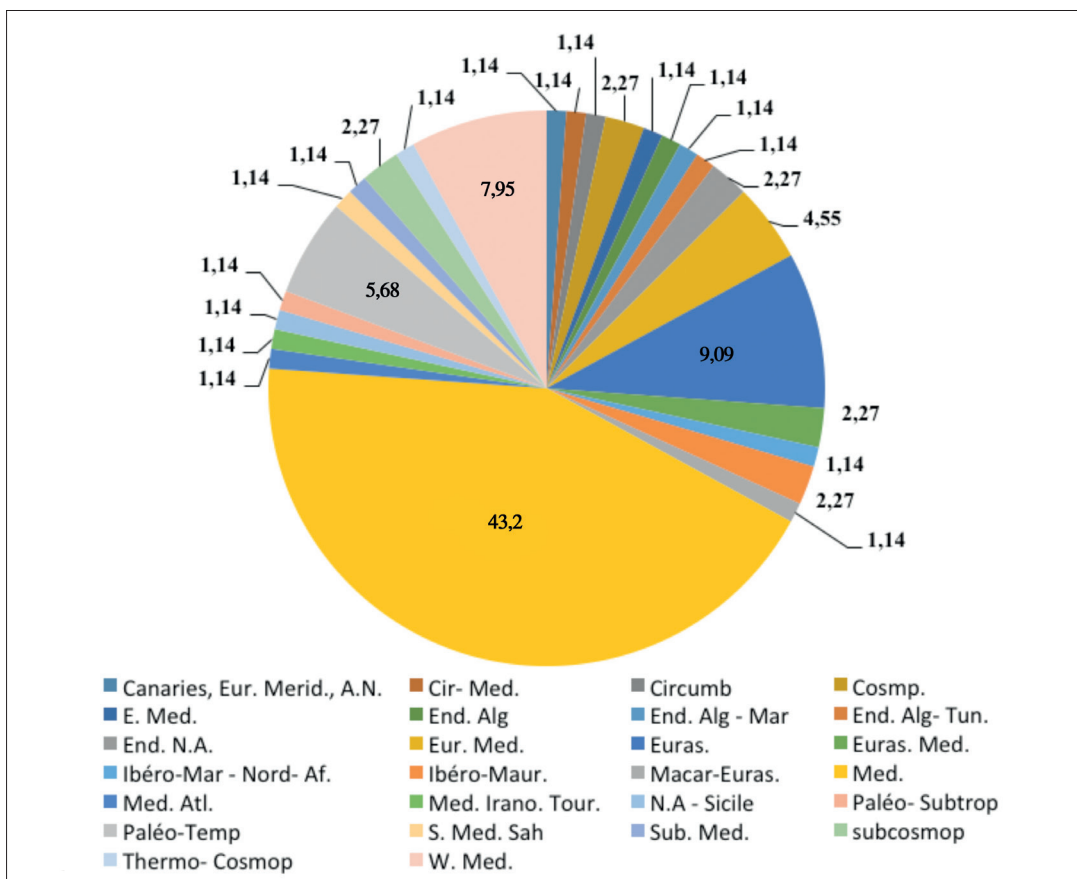


Figure 4 – Classification de la flore recensée et taux par type biogéographique.

L'élément le plus représentatif est l'ensemble méditerranéen avec 38 espèces, soit 43,20 %. Successivement, se suivent les éléments eurasiatiques (8 espèces, soit 9,09 %), ouest-méditerranéens (7 espèces, soit 7,95 %),

paléo-tempérés (5 espèces, soit 5,68 %) et euro-méditerranéens (4 espèces, soit 4,55 %). Les autres types biogéographiques sont pratiquement représentés uniquement par une à deux espèces.

Caractérisation de l'habitat de *Teucrium polium* L.

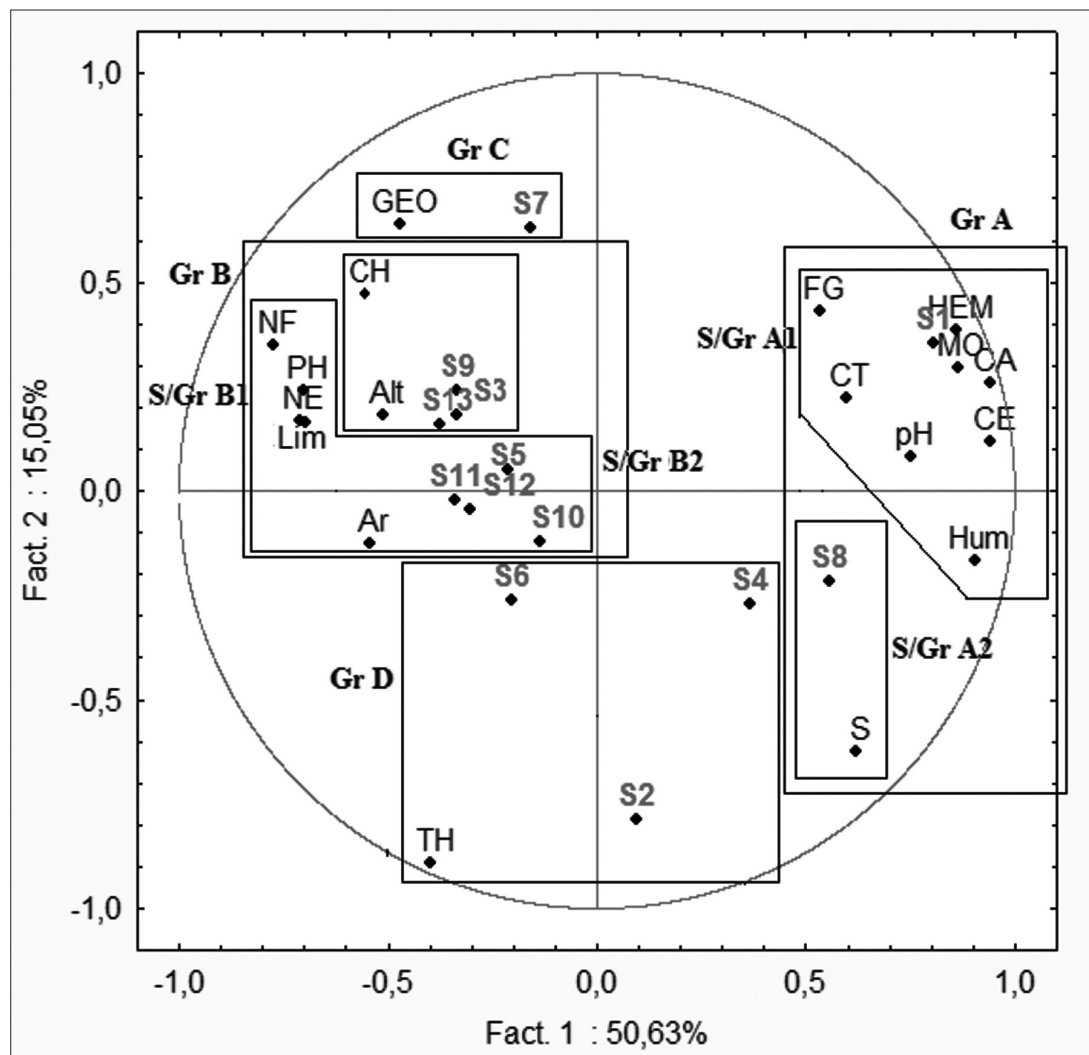
L'analyse en composantes principales (ACP) dont la matrice est le croisement de l'ensemble des 18 variables floristiques et édaphiques et des 13 stations échantillonnées, permet d'identifier quatre groupes (figure 5). Sur le plan factoriel, l'axe F1 porte le plus d'informations dans l'ACP (50,63 % d'inertie). Il oppose deux groupes : groupe A (Gr A ; représenté par deux sous-groupes : A1 et A2) et groupe B (Gr B ; individualisant deux sous-groupes B1 et B2). Par contre, comparativement à l'axe F1, l'inertie exprimée par F2 reste faible (15,05 %) mais contribue à l'interprétation de cette analyse. Cet axe oppose deux groupes aussi eux-mêmes subdivisés en deux sous-groupes chacun (figure 5).

Interprétation de l'axe F1

Par rapport au plan factoriel F1, il en ressort :

Groupe A : par rapport à la contribution de chaque variable, il en résulte deux sous-groupes :

- **S/Gr A1 :** il est constitué par la station S1 qui est fortement corrélée aux variables hémicryptophytes (HEM), au pH, à la conductivité électrique (CE), au calcaire total (CT), au calcaire actif (CA), à la matière organique (MO), à l'humidité (Hum) et à la fraction grossière (FG) avec des valeurs respectives de 85,71 %, 7,62, 0,21 ms/cm, 69,91 %, 9,18 %, 9,92 %, 18,56 % et 28,96 %. Les résultats montrent qu'il s'agit d'une station caractérisée par un sol bien aéré (FG importante) dont le pourcentage de sables est élevé, ceux des limons (Lim) et des argiles



S1, S2, ..., S13 : stations ; Alt : altitude ; PH : phanérophtes, CH : chaméphytes ; GEO : géophytes ; HEM : hémicryptophytes ; TH : thérophytes ; NE : nombre d'espèces ; NF : nombre de familles ; Hum : humidité ; FG : fraction grossière ; Ar : argiles ; Lim : limons ; S : sable ; pH : potentiel hydrogène ; CE : conductivité électrique ; CT : calcaire total ; CA : calcaire actif ; MO : matière organique.

Figure 5 – Représentation graphique de l'Analyse en composantes principales.

(Ar) restent très faibles, ce qui lui confère une texture sableuse. Notons que les teneurs en matière organique et l'humidité y sont maximales.

– **S/Gr A2** : il est constitué par la station S8 qui se détache du S/Gr A1 et se rattache à la variable sables (S) avec un taux maximal de 70,38 % et une texture sablo-limoneuse.

Groupe B : il est constitué de deux sous-groupes :

– **S/Gr B1** : regroupant les stations S3, S9 et S13. Ce groupe est fortement corrélé à l'altitude et aux chaméphytes qui montrent les pourcentages les plus élevés, soit respectivement 9,52 %, 8,82 % et 8,70 %. On constate une diminution des taux de présence des chaméphytes en fonction de l'altitude. Ainsi, plus on s'élève en altitude, plus ce pourcentage diminue et confirme une dégradation progressive qui commence dans les formations végétales de basses altitudes ; l'installation des chaméphytes annonce un début de dégradation. Notons également que ces trois stations se démarquent par de faibles taux en hémicryptophytes et une teneur en matière organique moyenne variant entre 2,52 % (S13) et 3,92 % (S3), ce qui justifierait leur opposition au groupe A sur l'axe F1.

– **S/Gr B2** : constitué par les stations S5, S11, S10 et S12 fortement corrélées aux phanérophytes avec des taux respectifs de 19,36 %, 14,51 %, 13,33 % et 6,82 %. Également corrélées à un taux moyen en argiles et en limons, ces stations sont dotées d'une richesse spécifique et taxinomique maximale. Par ailleurs, les taux en hémicryptophytes sont constants excédant rarement les 30 %, par contre celui des géophytes reste faible.

Interprétation de l'axe F2

L'information étant portée par l'axe F2, les groupes C et D seront interprétés selon cet axe.

Groupe C : il est constitué d'une seule station (S7) corrélée aux géophytes avec un taux maximal de 8,33 %. Elle est caractérisée par un pourcentage moyen hémicryptophytes (50 %), faible en thérophytes (25 %) et très faible en chaméphytes et en phanérophytes (8,33 %). Notons aussi que le nombre de familles et d'espèces est faible (17 familles et 24 espèces).

Groupe D : il regroupe les trois stations (S2, S4 et S6) qui sont corrélées aux thérophytes avec les taux les plus élevés, soit respectivement 69,23 %, 50 % et 47,37 %. Signalons l'absence totale des géophytes et la présence minorée des phanérophytes et des chaméphytes dont les taux excèdent rarement les 7 %. Il est constaté que le pourcentage des thérophytes augmente au fur et à mesure que l'on s'élève en hauteur.

Caractérisation phytoécologique

Selon le spectre des fréquences relatives de la flore du mont de Tessala, il apparaît clairement que plus de la moitié des espèces se distribuent dans la classe 3 (901-1 000 m), soit 54,50 % des espèces recensées, puis dans la classe 2 (801-900 m) avec 23,90 %, la classe 4 (> 1 000 m) avec 14,80 % et finalement, la classe 1 (700-800 m) avec seulement 6,82 %. Le calcul de l'amplitude d'habitat (AH) et le barycentre écologique (G) montrent que pour l'ensemble des espèces étudiées, il existe 52,27 % de spécialistes, 32,96 % d'espèces à valence intermédiaire et 14,77 % d'espèces généralistes.

Espèces généralistes

Ces 13 espèces (tableau 4) montrent une large plasticité exploitant les 4 classes d'altitude (700-1 013 m). Quatre d'entre elles préfèrent la quatrième classe (> 1 000 m) avec des barycentres (G) supérieurs à 3 et les neuf autres trouvent leur optimum écologique au niveau de la classe 3 (901-1 000 m). Leur large plasticité écologique vis-à-vis de l'altitude pourrait s'expliquer par des variations génétiques et des adaptations locales des diverses populations (Feltzines 1982).

Espèces spécialistes

Ce groupe inclut les espèces ayant une amplitude écologique limitée à une seule classe, voire débordant légèrement sur une deuxième (tableau 5). Il regroupe 46 espèces dites « spécialistes », assez exigeantes vis-à-vis de l'altitude. Leur faible valeur d'amplitude d'habitat (AH) traduit bien leur degré élevé de spécialisation. Selon les valeurs de (G), 12 de ces espèces sont spécialistes strictes des moyennes altitudes (801-900 m) et 16 sont spécialistes strictes des fortes altitudes (901-1 000 m) avec des barycentres respectifs égaux à 2 et 3.

Tableau 4 – Groupe d'espèces généralistes en fonction de l'amplitude d'habitat (AH) et du barycentre (G).

Espèces	AH	G	Espèces	AH	G
<i>Vaccaria pyramidata</i> Medik.	3,89	3,07	<i>Sinapis arvensis</i> L.	3,44	2,82
<i>Centaurea pullata</i> L.	3,89	3,27	<i>Fumaria officinalis</i> L.	3,44	2,49
<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn.	3,80	3,07	<i>Plantago lagopus</i> L.	3,44	2,53
<i>Cichorium intybus</i> L.	3,75	3,17	<i>Paronychia argentea</i> (Pourr.) Lamk.	3,42	2,58
<i>Crataegus oxyacantha</i> L.	3,55	2,80	<i>Foeniculum vulgare</i> (Mill.) Gaertn.	3,39	2,65
<i>Olea europea</i> L.	3,46	2,63	<i>Bupleurum lancifolium</i> Hornem.	3,37	2,77
<i>Trifolium stellatum</i> L.	3,45	2,82			

Tableau 5 – Espèces spécialistes.

Espèces	AH	G	Espèces	AH	G
<i>Trifolium tomentosum</i> L.	1,98	1,43	<i>Dactylis glomerata</i> L.	1	2
<i>Cistus salviifolius</i> L.	1,98	2,65	<i>Filago pyramidata</i> L.	1	2
<i>Calendula arvensis</i> L.	1,97	1,58	<i>Fritillaria oranensis</i> Pomel.	1	2
<i>Aegilops triuncialis</i> L.	1,96	1,40	<i>Polygala monspeliaca</i> L.	1	2
<i>Juniperus communis</i> L.	1,96	3,54	<i>Silene muscipila</i> L.	1	2
<i>Thymus vulgaris</i> L.	1,96	3,54	<i>Silene rubella</i> L.	1	2
<i>Medicago rigidula</i> Desr.	1,94	2,81	<i>Verbascum sinuatum</i> L.	1	2
<i>Phillyrea angustifolia</i> L.	1,89	1,67	<i>Astragalus hamosus</i> L.	1	3
<i>Althaea longiflora</i> Boiss. et Reut.	1,89	2,83	<i>Atractylis cancellata</i> L.	1	3
<i>Asteriscus maritimus</i> (L.) Less.	1,89	2,83	<i>Brassica nigra</i> (L.) Koch.	1	3
<i>Olea europea</i> var. <i>oleaster</i> Dc.	1,82	1,29	<i>Echinops strigosus</i> L.	1	3
<i>Cynodon dactylon</i> L.	1,82	3,33	<i>Eruca vesicaria</i> (L.) Car.	1	3
<i>Fumaria parviflora</i> Lamk.	1,75	1,75	<i>Lonicera implexa</i> L.	1	3
<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill.	1,75	1,75	<i>Minuartia montana</i> L.	1	3
<i>Lotus corniculatus</i> L.	1,75	2,75	<i>Pistacia terebinthus</i> L.	1	3
<i>Phagnalon saxatile</i> (L.) Cass.	1,65	1,20	<i>Plantago psyllium</i> L.	1	3
<i>Silene inflata</i> (Salisb.) Sm.	1,65	1,20	<i>Prasium majus</i> L.	1	3
<i>Anchusa azurea</i> Mill.	1,57	1,53	<i>Ranunculus arvensis</i> L.	1	3
<i>Adonis aestivalis</i> L.	1	2	<i>Salvia verbenaca</i> (L.) Briq.	1	3
<i>Asperula hirsuta</i> Desf.	1	2	<i>Scleropoa rigida</i> (L.) Gris	1	3
<i>Briza maxima</i> L.	1	2	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	1	3
<i>Centaurea parviflora</i> Desf.	1	2	<i>Trifolium cherleri</i> L.	1	3
<i>Centaureum erythraea</i> Rafn.	1	2	<i>Turgenia latifolia</i> Hoffm.	1	3

Tableau 6 – Espèces intermédiaires.

Espèces	AH	G	Espèces	AH	G
<i>Echium sericeum</i> Batt.	3,00	2,33	<i>Scabiosa atropurpurea</i> L.	2,75	2,22
<i>Eryngium triquetrum</i> Vahl.	3,00	2,33	<i>Chrysanthemum segetum</i> L.	2,70	2,00
<i>Rumex bucephalophorus</i> L.	2,94	2,2	<i>Helianthemum polyanthum</i> (L.) Mill.	2,65	3,06
<i>Ziziphus lotus</i> (L.) Desf.	2,94	2,2	<i>Calycotome spinosa</i> (L.) Lamk.	2,59	1,87
<i>Bellardia trixago</i> (L.) All.	2,94	3,13	<i>Trifolium angustifolium</i> L.	2,55	3,19
<i>Bryonia dioica</i> Jacq.	2,94	3,47	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	2,46	3,19
<i>Anagalis monelli</i> L.	2,94	2,21	<i>Plantago lanceolata</i> L.	2,34	1,67
<i>Ruta montana</i> (Clus.) L.	2,85	2,39	<i>Aegilops ventricosa</i> Tausch	2,00	2,71
<i>Bromus sterilis</i> L.	2,83	2,27	<i>Cardaria draba</i> (L.) Desc.	2,00	2,71
<i>Thymus ciliatus</i> Desf.	2,83	2,09	<i>Herniaria incana</i> Lamk.	2,00	2,71
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	2,83	3,32	<i>Linaria triphylla</i> L.	2,00	2,71
<i>Centaurea eriophora</i> L.	2,8	2,54	<i>Quercus coccifera</i> L.	2,00	2,71
<i>Silene fuscata</i> Link.	2,8	2,17	<i>Sonchus tenerrimus</i> L.	2,00	2,71
<i>Teucrium polium</i> L.	2,75	2,04	<i>Silene secundiflora</i> Otth.	2,00	3,67
<i>Anagalis arvensis</i> L.	2,75	2,44			

Espèces intermédiaires

Les 29 espèces composant ce groupe ont une amplitude couvrant deux ou trois classes d'altitude (tableau 6). *Teucrium polium* appartient à cette classe, et il montre une amplitude d'habitat qui s'étale sur presque trois classes (AH = 2,75), mais avec son optimum de développement dans la deuxième classe d'altitude (801-900 m) avec un barycentre écologique de 2,04.

Élaboration des groupes écologiques

Les groupes écologiques ont été élaborés sur la base des profils de fréquences corrigées. L'analyse des résultats permet de distinguer quatre grands groupes d'espèces ; ce sont des groupes monofactoriels imbriqués en écailles.

Groupe écologique des espèces de la classe des 700-800 m d'altitude

Il est composé de 6 espèces (tableau 7) dont 5 thérophytes et une phanérophyte (*Olea europaea* var. *oleaster* Dc.) qui arrivent facilement à s'installer dans tous les milieux, même où les contraintes climatiques sont les plus importantes.

Groupe écologique des espèces de la classe des 801-900 m d'altitude

Cet ensemble regroupe 21 espèces, dont *Teucrium polium* L., et qui présentent les fréquences corrigées maximales dans la classe des 801-900 m d'altitude, tout en exploitant différentes tranches d'altitude (tableau 8). Il est dominé par les hémicryptophytes et les thérophytes (38,10 % chacun). Par contre, les chaméphytes représentent 14,28 % alors que les phanérophytes et les géophytes ne dépassent pas 4,76 % chacun.

Groupe écologique des espèces des fortes altitudes (901-1 000 m)

Ce groupe est composé de 48 espèces dont 25 thérophytes (52,08 %), 12 hémicryptophytes (25 %), 7 phanérophytes (14,58 %), 3 chaméphytes (6,25 %) et une géophyte (2,08 %).

Huit espèces exploitent toutes les classes d'altitude en présentant des fréquences maximales dans la classe 901-1 000 m, 13 espèces exploitent 3 classes d'altitude, 11 espèces chevauchent sur deux classes et 16 espèces se trouvent uniquement au niveau de la classe d'altitude des 901-1 000 m (tableau 9).

Groupe écologique des espèces de plus haute altitude (> 1 000 m)

Il réunit 13 espèces (tableau 10) dont 5 hémicryptophytes (38,46 %), 4 thérophytes (30,77 %), 2 phanérophytes (15,38 %), une géophyte (7,69 %) et une chaméphyte (7,69 %).

Tableau 7 – Groupe écologique des espèces de la classe des 700-800 m d'altitude.

Espèces	FC 01	FC 02	FC 03	FC 04
<i>Olea europaea</i> var. <i>oleaster</i> Dc.	1,86	0,74	0	0
<i>Phagnalon saxatile</i> (L.) Cass.	2,08	0,52	0	0
<i>Silene inflata</i> (Salisb.) Sm.	2,08	0,52	0	0
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1,73	0,58	0,72	0
<i>Trifolium tomentosum</i> L.	1,49	1,11	0	0
<i>Aegilops triuncialis</i> L.	1,56	1,04	0	0

Tableau 8 – Groupe écologique des espèces de la classe des 801-900 m d'altitude.

Espèces	FC 01	FC 02	FC 03	FC 04
<i>Teucrium polium</i> L.	0,92	1,26	1,05	0
<i>Calycotome spinosa</i> (L.) Link.	1,08	1,26	0,67	0
<i>Centaurea parviflora</i> Desf.	0	2,60	0	0
<i>Adonis aestivalis</i> L.	0	2,60	0	0
<i>Asparagus accutifolius</i> L.	1,08	1,52	0	0
<i>Fumaria parviflora</i> Lamk.	0,65	1,95	0	0
<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill.	0,65	1,95	0	0
<i>Anchusa azurea</i> Mill.	0,43	2,17	0	0
<i>Fritillaria oranensis</i> Pomel.	0	2,60	0	0
<i>Asperula hirsuta</i> Desf.	0	2,60	0	0
<i>Centaurium erythraea</i> Rafn.	0	2,60	0	0
<i>Dactylis glomerata</i> L.	0	2,60	0	0
<i>Filago pyramidata</i> L.	0	2,60	0	0
<i>Polygala monspeliaca</i> L.	0	2,60	0	0
<i>Silene rubella</i> L.	0	2,60	0	0
<i>Chamaerops humilis</i> L.	0,68	1,24	1,13	1,13
<i>Chrysanthemum segetum</i> L.	0,93	1,30	0,93	0
<i>Phillyrea angustifolia</i> L.	0,87	1,73	0	0
<i>Briza maxima</i> L.	0	2,60	0	0
<i>Silene muscipila</i> L.	0	2,60	0	0
<i>Verbascum sinuatum</i> L.	0	2,60	0	0

Tableau 9 – Groupe écologique des espèces des fortes altitudes (901-1 000 m).

Espèces	FC 01	FC 02	FC 03	FC 04	Espèces	FC 01	FC 02	FC 03	FC 04
<i>Medicago rigidula</i> Desr.	0	0,98	4,06	0	<i>Crataegus oxyacantha</i> L.	0,60	0,80	2,50	1
<i>Bupleurum lancifolium</i> Hornem.	1,16	0,29	2,17	1,44	<i>Althaea longiflora</i> Boiss. et Reut.	0	0,87	4,33	0
<i>Ruta montana</i> (Clus.) L.	0,55	1,23	2,05	0	<i>Asteriscus maritimus</i> (L.) Less.	0	0,87	4,33	0
<i>Trifolium stellatum</i> L.	0,56	0,74	2,79	0,93	<i>Sinapis arvensis</i> L.	0,43	1,08	2,17	1,08
<i>Atractylis cancellata</i> L.	0	0	6,5	0	<i>Silene fuscata</i> Link.	1,30	0,52	1,95	0
<i>Brassica nigra</i> (L.) Koch.	0	0	6,5	0	<i>Bromus sterilis</i> L.	0,65	1,30	1,63	0
<i>Echinops strigosus</i> L.	0	0	6,5	0	<i>Ranunculus arvensis</i> L.	0	0	6,5	0
<i>Pistacia terebinthus</i> L.	0	0	6,5	0	<i>Salvia verbenaca</i> (L.) Briq.	0	0	6,5	0
<i>Prasium majus</i> L.	0	0	6,5	0	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	0	0	6,5	0
<i>Scleropoia rigida</i> (L.) Gris	0	0	6,5	0	<i>Turgenia latifolia</i> Hoffm.	0	0	6,5	0
<i>Centaurea eriophora</i> L.	0,78	0,52	3,25	0	<i>Olea europea</i> L.	0,73	1,14	1,3	1,04
<i>Anagalis monelli</i> L.	0,87	1,08	1,63	0	<i>Anagalis arvensis</i> L.	0,43	1,30	2,17	0
<i>Paronychia argentea</i> (Pourr.) Lamk.	1,01	0,58	2,17	0,72	<i>Scabiosa atropurpurea</i> L.	1,30	0,43	2,17	0
<i>Cistus salvifolius</i> L.	0	1,49	2,79	0	<i>Aegilops ventricosa</i> Tausch	0	1,30	3,25	0
<i>Quercus coccifera</i> L.	0	1,30	3,25	0	<i>Cardaria draba</i> (L.) Desv	0	1,30	3,25	0
<i>Sonchus tenerrimus</i> L.	0	1,30	3,25	0	<i>Herniaria incana</i> Lamk.	0	1,30	3,25	0
<i>Lotus corniculatus</i> L.	0	0,65	4,88	0	<i>Linaria triphylla</i> L.	0	1,30	3,25	0
<i>Helianthemum polyanthum</i> (L.) Mill.	0	1,3	2,44	1,63	<i>Thymus ciliatus</i> Desf	1,30	0,65	1,63	0
<i>Astragalus hamosus</i> L.	0	0	6,50	0	<i>Echium angustifolium</i> Batt.	0,87	0,87	2,17	0
<i>Eruca vessicaria</i> (L.) Car	0	0	6,50	0	<i>Eryngium triquetrum</i> Vahl.	0,87	0,87	2,17	0
<i>Lonicera implexa</i> L.	0	0	6,50	0	<i>Rumex bucephalophorus</i> L.	1,11	0,74	1,86	0
<i>Minuartia montana</i> L.	0	0	6,50	0	<i>Ziziphus lotus</i> (L.) Desf.	1,11	0,74	1,86	0
<i>Plantago psyllium</i> L.	0	0	6,50	0	<i>Fumaria officinalis</i> L.	1,04	0,87	1,30	0,87
<i>Trifolium cherleri</i> L.	0	0	6,50	0	<i>Plantago lagopus</i> L.	0,87	1,04	1,30	0,87

Tableau 10 – Groupe écologique des espèces de plus haute altitude (> 1 000 m).

Espèces	FC 01	FC 02	FC 03	FC 04	Espèces	FC 01	FC 02	FC 03	FC 04
<i>Trifolium angustifolium</i> L.	1,44	0,29	0	4,33	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	0,33	1,63	0	3,25
<i>Cynodon dactylon</i> L.	0	1,86	0	3,71	<i>Vaccaria pyramidata</i> Medik.	0,93	0,56	1,39	2,79
<i>Centaurea pullata</i> L.	0,43	0,65	2,17	3,25	<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn.	0,74	0,93	0,93	2,79
<i>Bryonia dioica</i> Jacq.	0,74	0,74	0	5,57	<i>Bellardia trixago</i> (L.) All.	1,11	0,74	0	3,71
<i>Juniperus communis</i> L.	0	1,56	0	5,20	<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	0	1,30	1,63	3,25
<i>Thymus vulgaris</i> L.	0	1,56	0	5,20	<i>Cichorium intybus</i> L.	0,65	0,98	0,81	3,25
<i>Silene secundiflora</i> Otth.	0	1,30	0	6,50					

Discussion

Selon Aubert (1989), la composition de l'horizon de surface joue un rôle important en région méditerranéenne sur le comportement de la végétation. Au vu des perturbations humaines, agricoles ou pastorales, la plupart des descripteurs de sol concernent surtout cet horizon superficiel (Devineau 2001). Ainsi, toutes les caractéristiques morphologiques et analytiques de cet horizon ont une action directe sur la composition floristique. Dans ce travail, les textures limono-sableuses et, à un degré moindre, la texture sablo-limoneuse

sont prédominantes, et elles sont surtout déterminées par la nature du matériau pédologique originel et les propriétés de l'environnement des sols (Pouquet 1952).

L'humidité reste faible car toutes les stations sont situées sur le versant sud. Ce dernier souffre d'une sécheresse prolongée dépassant six mois. Il est exposé à l'ensoleillement et aux vents chauds, ce qui entraîne une rapide évaporation de l'eau contenue dans le sol (Benyahia *et al.* 2001). En effet, d'après Aubert (2003), la teneur en humidité est tributaire de la nature du sol, de sa richesse en matière organique, de la période

et de l'emplacement du prélèvement. D'après Dajoz (1982), le pH n'est pas une caractéristique stable du sol, mais dépend des différents cations absorbés, de la nature de la couverture végétale ainsi que des conditions climatiques qui règnent. D'autres auteurs rapportent qu'il est fortement lié à la teneur en calcaire présent dans le sol (Sari 2004) et qu'il dépend de la présence du complexe argilo-humique (Huetz Delemps 1980). Pour le calcaire total, la forte teneur se trouve liée à la nature de la roche mère qui est souvent calcaire, expliquant ainsi l'installation des garrigues qui résultent de la dégradation des formations forestières (Benabdelli 1983). La variabilité des teneurs en matière organique est sous la dépendance, non seulement de l'âge et du type du groupement végétal, mais aussi de l'abondance des éléments grossiers. Ces derniers ont pour effet de concentrer le système racinaire et les substances organiques dans les interstices (Stambouli 2010). Si les principaux paramètres édaphiques participant à la diversité du tapis végétal relèvent essentiellement de la matière organique et de la granulométrie (Benabadi 1991), ces éléments n'ont qu'une influence secondaire, après le degré de recouvrement du substrat.

La distribution hétérogène de la flore révèle la variabilité de répartition des espèces, en relation avec les différents facteurs du milieu, tels que le type de sol, conjugués aux actions anthropozoogènes. Selon la classification de Daget & Poissonet (1991 & 1997), cette flore peut être qualifiée de pauvre pour les valeurs minimales des richesses spécifiques notées *in situ* (7 espèces) et relativement riche quand elle prend ses valeurs maximales (44 espèces). L'analyse de la richesse floristique des différents groupements, de leurs caractères biologiques et chronologiques permettrait de mettre en évidence leur originalité floristique, leur état de conservation et, par conséquent, leur valeur patrimoniale (Dahmani-Megrerouche 1996).

Au niveau des stations étudiées, les données mesurées révèlent que la répartition des types biologiques suit le schéma suivant : TH > HE > PH > CH > GEO ce qui rejoint l'ordre de présence des types biologiques dans le mont de Tessala établi par de Bouterfas *et al.* (2013).

Ces résultats montrent la dominance des types les plus adaptés aux différentes contraintes, à savoir dans l'ordre les thérophytes suivis des hémicryptophytes.

Les variations des spectres biologiques enregistrées sont liées essentiellement aux variations locales des paramètres bioclimatiques ainsi qu'aux pressions multiples exercées par l'homme et l'animal (Sauvage 1961). Elles reflètent fidèlement le lien entre les types biologiques dominant un spectre, le degré de dégradation de l'environnement et les contraintes associées à chaque milieu particulier (Verlaque *et al.* 2001 ; Latreche & Mehdadi 2006). L'ACP réalisée a mis en évidence que les hémicryptophytes sont dominants dans la station (S1) par rapport aux autres stations, ceci pourrait être expliqué par sa richesse en matière organique et en humidité. Par ailleurs, le taux des phanérophytes reste relativement faible au niveau des stations S5, S10, S11 et S12, ils cèdent progressivement la place aux chaméphytes dont la proportion augmente quand il y a dégradation des milieux préforestiers, car ce type biologique s'adapte mieux à la sécheresse estivale et à la lumière que les phanérophytes (Anderson 1988). Au niveau des stations S2, S4 et S6, on constate une dominance des thérophytes dont les proportions varient en fonction de l'altitude ; les taux les plus élevés sont associés aux faibles altitudes, ce qui montre que le stress (aridité) est plus fort en basse altitude. Cette thérophytisation est favorisée par le pâturage qui enrichit le sol en nitrates et permet le développement des rudérales notamment annuelles (Barbero *et al.* 1990). Daget (1980) et Barbero *et al.* (1990) s'accordent pour présenter la thérophytie comme étant une forme de résistance à la sécheresse ainsi qu'aux fortes températures des milieux arides et est aussi considérée comme le stade ultime de dégradation des différents écosystèmes avec la dominance des espèces liées aux surpâturages (Barbaro *et al.* 2001). Cependant, malgré l'importance de thérophytes, les chaméphytes ont une place importante dans quelques stations (S3, S9 et S13). Ils sont les plus fréquents dans les matorrals et mieux adaptés à l'aridité (Quézel 2000). Cette présence s'explique par leur bonne adaptation aux conditions du milieu. Selon Le Houérou (1992), cette richesse en chaméphytes est favorisée de manière globale par le pâturage, car ils sont faiblement consommés (Benabadi *et al.* 2004). Dahmani-Megrerouche (1996) souligne que les chaméphytes sont plus fréquentes dans les matorrals et que leur nombre reste toutefois moins important que celui des thérophytes et des hémicryptophytes sauf en milieu nettement aride.

Il ressort également de cette analyse, qu'au niveau de la station S7, il existe non seulement une dominance des géophytes mais aussi une coexistence des cinq types biologiques, ce qui pourrait être perçu comme un indicateur d'une forte diversité aussi bien floristique que des conditions du milieu. Dahmani-Megrerouche (1996) rapporte que les géophytes sont certes moins diversifiées en milieu dégradé mais elles peuvent, dans certains cas de représentation à tendance monospécifique (surpâturage, répétition d'incendies), s'imposer par leur recouvrement. Selon Kadi-Hanifi (2003), le nombre des phanérophytes, des hémicryptophytes et des géophytes régresse avec l'aridité et l'ouverture du milieu, tandis que celui des thérophytes et des chaméphytes progresse. Danin & Orshan (1990) et Benebadji & Bouazza (2002) soulignent que le taux de ces derniers augmente dès qu'il y a dégradation des milieux forestiers car ils semblent être mieux adaptés que les phanérophytes à la sécheresse estivale.

Dans notre étude, les résultats de la classification biogéographique obtenus semblent être en concordance avec le résultat obtenu par Braun-Blanquet *et al.* (1924) sur l'ensemble de la flore marocaine, où les deux tiers sont d'origine méditerranéenne.

Le nombre de familles par station varie entre 7 familles (S 01) et 21 familles (S 09 et S 12). Ainsi, la diversité d'ordre 1, au sens de Daget & Gaston (2001), est majorée car en plus du nombre d'espèces important, le nombre de familles l'est aussi.

L'étude phytoécologique, visant à caractériser l'habitat de *Teucrium polium*, montre que sur l'ensemble des espèces étudiées, 52,27 % sont des espèces spécialistes, 32,95 % des espèces à exigences écologiques intermédiaires et 14,77 % des espèces généralistes. *Teucrium polium* appartient au groupe d'espèces intermédiaires avec une amplitude d'habitat couvrant presque trois classes (AH = 2,75) et que son optimum de développement se situe dans la deuxième classe d'altitude (801-900 m) avec un barycentre écologique de 2,04.

L'élaboration des groupes écologiques réalisée sur la base des profils des fréquences corrigées révèle que *Teucrium polium* fait partie du groupe écologique des espèces de la classe (801-900 m) et que les espèces *Calicotome spinosa*, *Asparagus acutifolius* et *Chamaerops humilis* appartiennent à ce même groupe.

Conclusion

Cette étude montre que le mont de Tessala se caractérise par une phytodiversité qui varie significativement avec l'altitude, aussi bien sur le plan biologique que biogéographique. Cependant la dominance des thérophytes traduit le degré de dégradation d'origine anthropique ou encore zoogène que subit ce massif. La caractérisation de l'habitat de *Teucrium polium* laisse apparaître que cette plante est associée à des garrigues à *Calicotome spinosa*, à *Asparagus acutifolius* et à *Chamaerops humilis*. Ce *Teucrium* se développe à des altitudes comprises entre 700 et 1 000 m mais uniquement dans le versant sud du mont. Sur le plan édaphique, il est rattaché aux sols légers où la fraction sableuse est importante, à pH alcalin, peu humides. Il est indifférent au taux de matière organique et se développe aussi bien sur les sols pauvres que sur les sols riches.

Il ressort que par rapport au facteur altitude, *Teucrium polium* présente une plasticité écologique importante en exploitant trois classes d'altitudes (entre 713 m-995 m), mais son optimum de développement se situe au niveau de la deuxième classe (802 m-880 m). Il peut donc être considéré comme une espèce indicatrice des moyennes altitudes.

Bibliographie

- AFNOR (Association française de normalisation), 1987. Norme X31-105 : Calcaire total, évaluation des carbonates. In: *Qualité des sols méthodes d'analyse*, 37-40.
- Aidoud A., 1983. *Contribution à l'étude des écosystèmes steppiques du Sud oranais : phytomasse, productivité primaire et applications pastorales*. Thèse de doctorat, USTHB, Alger, 180 p.
- Anderson D.M., 1988. Seasonal stocking of tobosa managed under continuous and rotation grazing. *J. Range Manage.* 1: 78-82.
- Aubert G., 1978. *Méthodes d'analyses des sols*. 2^e édition, CNDP, Marseille, 199 p.
- Aubert G., 1989. *La classification des sols*. Document de travail n° 2, faculté Saint-Jérôme, Marseille, 6 p.
- Aubert G., 2003. *Biodiversité et processus écologique à l'interface sol-végétation dans les hêtraies sur limon de haute Normandie*. Thèse de doctorat, université de Rouen, 159 p.
- Barbero M., Loisiel R. & Quézel P., 1990. Les apports de la phytoécologie dans l'interprétation des changements et perturbations induits par l'homme sur les écosystèmes forestiers méditerranéens. *Forêts méditerranéennes* 2: 194-215.
- Barbaro, L., Dutoit, T. & Cozic, P., 2001. A six-year experimental restoration of biodiversity by

- shrub-clearing and grazing in calcareous grasslands of the French Prealps. *Biodivers. Conserv.* 10: 119-135.
- Benabadji N., 1991. *Étude phytoécologique de la steppe à Artemisia herba-alba au Sud de Sebdo (Oranie, Algérie)*. Thèse de doctorat en Science, université Aix-Marseille III, Saint-Jérôme, 219 p + annexes.
- Benabadji N. & Bouazza M., 2002. Contribution à l'étude du cortège floristique de la steppe au Sud d'El Aricha (Oranie, Algérie). *Sciences et technologie*, Numéro spécial D: 11-19.
- Benabadji N., Bouazza M., Metge G. & Loisel R., 2004. Les sols de la steppe à *Artemisia herba-alba* Asso. au Sud de Sebdo (Oranie, Algérie). *Synthèse* 13: 20-28.
- Benabdelli K., 1983. *Mise au point d'une méthodologie d'appréciation de l'action anthropozoogène sur la végétation de la région de Têlagh (Algérie)*. Thèse de doctorat, université Aix-Marseille, 183 p.
- Benyahia M., Benabdelli K. & Moueddene K., 2001. Géologie, pédologie et systèmes de production dans les monts de Tessala (Sidi Bel Abbès). *Sciences de la nature et de l'environnement* 1: 70-75.
- Blondel J., 1979. *Biogéographie et écologie : synthèse sur la structure, la dynamique et l'évolution des peuplements de vertébrés terrestres*. Masson, Paris, 165 p.
- Bouazza M. & Benabadji N., 1998. Composition floristique et pression anthropozoïque au Sud-Ouest de Tlemcen. *Sciences et technologie* 10: 93-97.
- Bouterfas K., Mehdadi Z., Latreche A. & Cherifi K., 2013. Autoécologie du Marrube blanc (*Marrubium vulgare* L.) et caractérisation de la biodiversité végétale dans le Djebel de Tessala (Algérie nord-occidentale). *Ecologia mediterranea* 39: 39-57.
- Braun-Blanquet J. & Maire, 1924. Étude sur la végétation et la flore marocaine. *Mém. Soc. Sc. Nat. Maroc.* 8: 1-244.
- Braun-Blanquet J., 1951. *Pflanzensoziologie Grundzüge der vegetations Kunde*. Springer éditions, Vienne.
- Cherifi K., Mehdadi Z., Latreche A. & Bouiadjara S.E.B., 2011. Impact de l'action anthropozoogène sur l'écosystème forestier du mont de Tessala (Algérie occidentale). *Sécheresse*. 22: 197-206.
- Cherouana N., 1996. *Contribution à la cartographie et à l'écologie de la végétation aquatique du lac des oiseaux (W. d'El Taref)*. Mémoire d'ingénieur en agronomie, Institut national d'agronomie el Harrach, Alger, 75 p.
- Cowling R.M., Rundel P.W., Lamont B.B., Arroyo M.K. & Arianoutsou M., 1996. Plant diversity in mediterranean-climate regions. *Trends Ecol. Evol.* 11: 362-366.
- Daget P., 1980. Sur les types biologiques botaniques en tant que stratégie adaptative, cas des thérophytes. In: Barbault R., Blandin P. & Meyer J.A. (eds.), *Recherches d'écologie théorique. Les stratégies adaptatives*. Maloine, Paris: 89-114.
- Daget P. & Poissonet J., 1991. *Prairies et pâturages : méthodes d'étude*. Institut de botanique, Montpellier, 354 p.
- Daget P. & Poissonet J., 1997. Biodiversité et végétation pastorale. *Rev. Élev. Méd. Vét. Pays Trop.* 50: 141-149.
- Daget P. & Gaston A., 2001. La base FLOTROP et biodiversité des pâturages du Tchad oriental. *Syst. Geogr. Plants* 71: 327-36.
- Dahmani-Megrerouche M., 1996. Diversité biologique et phytogéographique des chênaies vertes d'Algérie. *Ecologia mediterranea* 22: 19-38.
- Dajoz R., 1982. *Précis d'écologie*. 4^e éd., Bordas, Paris, 503 p.
- Danin A. & Orshan G., 1990. The distribution of Raunkiaer life forms in Israel in relation to the environment. *J. Veg. Sci.* 1: 41-48.
- Devineau J.L., 2001. Les espèces ligneuses indicatrices des sols dans les savanes et jachères de l'Ouest de Burkina Faso. *Phytocoenologia* 31: 325-351.
- Domínguez Lozano F. & Schwartz M. W., 2005. Patterns of rarity and taxonomic group size in plants. *Biol. Conserv.* 126: 146-154.
- Feltzines J.C., 1982. *Étude dynamique, sociologique et écologique de la végétation des étangs du centre-est de France. Importance de la compétition interspécifique dans l'organisation de la végétation et la distribution des espèces et des associations*. Thèse de doctorat es. sciences naturelles, université des sciences technologiques, Lille, 498 p.
- Géhu J.M., 1980. La phytosociologie d'aujourd'hui. Méthodes et orientation. *Notiziario della societa italiana di fitosociologia* 16: 1-16.
- Guillerm J., 1971. Calcul de l'information fournie pour un profil écologique et valeur indicatrice des espèces. *Oecol. Plant.* 6: 209-225.
- Halitim A., 1985. *Contribution à l'étude des sols des zones arides (hautes plaines steppiques de l'Algérie). Morphologie, distribution et rôle des sols dans la genèse et le comportement des sols*. Thèse de doctorat, université de Rennes, 183 p.
- Huetz Delemps P., 1980. *La végétation de la terre*. Masson et C^{ie}, Paris, 133 p.
- Jamagne M., 1967. Bases et techniques d'une cartographie des sols. *Annales agronomiques*, vol. 78, hors-série, 478 p.
- Judd W.S., Campbell C.S, Kellog E.A. & Stevens P., 2002. *Botanique systématique une perspective physiologique*. De Boeck Supérieur, Paris, 467p.
- Kadi-Hanifi H., 2003. Diversité biologique et phytogéographique des formations à *Stipa tenacissima* L. de l'Algérie Science et changements planétaires. *Sécheresse*. 14: 169-179.
- Lambert, J., 1975. *Technique de minéralisation rapide des végétaux en vue de dosage en série de N, P, K, Na, Ca, Mg*. Laboratoire d'agriculture, Institut national d'agronomie El Harrach, Alger, 32 p.
- Latreche A. & Mehdadi Z., 2006. Aridification et évolution de la végétation steppique aride des régions de Ras-El-Ma et El-Aricha (wilaya de Sidi Bel Abbès). *Revue d'Écologie-Environnement de l'université Ibn-Khaldoun de Tiaret* 2: 1-12.
- Le Houérou H.N., 1991. La Méditerranée en l'an 2050 : impacts respectifs d'une éventuelle évolution climatique et de la démographie sur la végétation, les écosystèmes et l'utilisation des terres. Étude prospective. *Météorologie* 36: 4-37.
- Le Houérou H.N., 1992. An overview of vegetation and land degradation in world arid lands. In: Dregne H.E. (ed.), *Degradation and restoration of arid lands*. International Center for semi-arid land studies (ICASALS), Texas Tech University, Lubbock: 127-163.
- Lhéritier J.N., De Bussche M. & Lepart J., 1979. L'avifaune nicheuse du reboisement de Pin noir du Causse Méjean. *L'oiseau de la R.F.O.* 49: 185-211.
- Ozenda P., 1982. *Les végétaux dans la biosphère*. Doin, Paris, 430 p.

- Pouquet J., 1952. Les monts du Tessala (chaînes sud-telliennes d'Oranais). *Revue de géographie alpine* 40: 691-694.
- Quézel P., 1957. *Peuplement végétal des hautes montagnes de l'Afrique du Nord*. Éditions Lechevalier, Paris, 464 p.
- Quézel P. & Santa S., 1962. *Nouvelles flores de l'Algérie et des régions méridionales*. Tome I, CNRS, Paris, 565 p.
- Quézel P. & Santa S., 1963. *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. Tome II, CNRS, Paris, 605 p.
- Quézel P., Barbero M., Benabid A., Loisel R. & Rivas Martinez S., 1988. Contribution à l'étude des groupements préforestiers et des matorrals rifains. *Ecologia mediterranea* 14(1-2): 76-122.
- Quézel P., 2000. *Réflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen*. Ibis Press, Paris, 117 p.
- Ramade F., 1984. *Éléments d'écologie, écologie fondamentale*. Me. Graw. Hill., Paris, 397p.
- Raunkiaer C., 1934. *The life-forms of plants and plant geography*. Collected papers, Clarendon Press, Oxford, 632 p.
- Sari A., 2004. *Étude des relations sol-végétation de quelques halophytes dans la région Nord de Remchi*. Mémoire de Magister, université Abou Bakr Belkaid, Tlemcen, 187 p + annexes.
- Sauvage C., 1961. *Recherches géobotaniques sur les subéraies marocaines*. *Travaux de l'Institut scientifique chérifien*, Série botanique: 21, 462 p.
- Stambouli H., 2010. *Contribution à l'étude des groupements à psammophytes de la région de Tlemcen (Algérie occidentale)*. Thèse de doctorat, université Abu Bakr Belkaid, Tlemcen, 201 p.
- Verlaque R., Médail F., Aboucaya A., 2001. Valeur prédictive des types biologiques pour la conservation de la flore méditerranéenne. *Life Sciences* 324: 1157-65.

Annexe 1 – Récapitulatif des espèces recensées et leurs indices d'abondance-dominance et sociabilité.

	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08	S09	S10	S11	S12	S13																										
Altitude (m)	713	730	752	793	798	802	808	834	859	880	936	995	1013																										
Latitude	35° 15.886'N	35° 16.100'N	35° 16.198'N	35° 16.250'N	35° 16.121'N	35° 16.203'N	35° 16.251'N	35° 16.262'N	35° 16.118'N	35° 16.124'N	35° 16.315'N	35° 16.598'N	35° 16.656'N																										
Longitude	0° 46.181'O	0° 45.879'O	0° 45.853'O	0° 45.968'O	0° 46.266'O	0° 46.279'O	0° 46.281'O	0° 46.429'O	0° 46.614'O	0° 46.786'O	0° 47.096'O	0° 46.518'O	0° 46.510'O																										
Exposition	S/O	N/E	S/E	S/O	S	S/O	S/E	S/E	N/O	S/E	S/E	S/E	S/E																										
Pente (%)	15	15	20	15	20	14	30	15	30	25	15	20	20																										
N° Espèces	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	R17	R18	R19	R20	R21	R22	R23	R24	R25	R26	R27	R28	R29	R30	R31	R32	R33	R34	R35	R36	R37	R38	R39
Strate arborescente																																							
1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strate arbustive																																							
4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strates buissonnante et herbacée																																							
12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Altitude (m)	S01		S02		S03		S04		S05		S06		S07		S08		S09		S10		S11		S12		S13																			
	713	730	752	793	798	802	808	834	859	880	936	995	1013																															
Latitude	35° 15.886'N	35° 16.100'N	35° 16.198'N	35° 16.250'N	35° 16.121'N	35° 16.203'N	35° 16.251'N	35° 16.262'N	35° 16.118'N	35° 16.124'N	35° 16.315'N	35° 16.598'N	35° 16.656'N																															
Longitude	0° 46.181'O	0° 45.879'O	0° 45.853'O	0° 45.968'O	0° 46.266'O	0° 46.279'O	0° 46.281'O	0° 46.429'O	0° 46.614'O	0° 46.786'O	0° 47.096'O	0° 46.518'O	0° 46.510'O																															
Exposition	S/O	N/E	S/E	S/O	S	S/O	S/E	S/E	N/O	S/E	S/E	S/E	S/E																															
Pente (%)	15	15	20	15	20	14	30	15	30	25	15	20	20																															
N° Espèces	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	R17	R18	R19	R20	R21	R22	R23	R24	R25	R26	R27	R28	R29	R30	R31	R32	R33	R34	R35	R36	R37	R38	R39					
<i>Bupleurum lancifolium</i> Hornem.	-	-	-	1.1	-	+1	+1	1.1	1.1	1.1	1.1	2.1	-	-	-	2.1	-	2.2	-	-	-	2.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
<i>Calycotome spinosa</i> (L.) Lamk.	3.3	2.2	3.3	-	-	-	1.1	3.3	1.1	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	2.2	3.3	4.4	4.4	3.3	3.3	3.2	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3		
<i>Cardaria draba</i> (L.) Desc.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
<i>Centaurea eriophora</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++	+1	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
<i>Centaurea parviflora</i> Desf.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1	++	+1	2.1	2.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
<i>Centaurea pullata</i> L.	-	-	-	1.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.2	1.2	2.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Centaureum erythraea</i> Rafn.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Chamaerops humilis</i> L.	-	-	-	-	2.2	2.1	-	1.1	-	-	-	-	-	2.2	1.1	1.1	1.1	1.1	2.2	2.2	1.1	2.2	2.1	2.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	
<i>Chrysanthemum segetum</i> L.	-	-	-	2.1	1.1	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1	1.1	++	++	++	++	2.1	1.1	1.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cichorium intybus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1	++	-	-	-	++	1.1	-	1.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cistus salvifolius</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cynodon dactylon</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Dactylis glomerata</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Echinops strigosus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Echium sericeum</i> Batt.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.1	1.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Eruca vesicaria</i> (L.) Car.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Eryngium triquetrum</i> Vahl.	1.1	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Filago pyramidata</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Fritillaria oranensis</i> Pomel.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++	++	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Fumaria officinalis</i> L.	-	-	-	1.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Fumaria parviflora</i> Lamk.	-	-	-	-	2.2	2.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1	2.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1
<i>Helianthemum polyanthum</i> (L.) Mill.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Herniaria incana</i> Lamk.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Linaria triphylla</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Lonicera implexa</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Lotus corniculatus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++
<i>Medicago rigidula</i> Desr.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Minuartia montana</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill.	++	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++
<i>Paronychia argentea</i> (Pourr.) Lamk.	+1	++	-	-	-	-	-	1.1	2.2	-	-	-	-	2.2	2.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Phagnalon saxatile</i> (L.) Cass.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.2	2.2	2.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		

	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08	S09	S10	S11	S12	S13
Altitude (m)	713	730	752	793	798	802	808	834	859	880	936	995	1013
Latitude	35° 15.886'N	35° 16.100'N	35° 16.198'N	35° 16.250'N	35° 16.421'N	35° 16.203'N	35° 16.251'N	35° 16.262'N	35° 16.118'N	35° 16.124'N	35° 16.315'N	35° 16.598'N	35° 16.656'N
Longitude	0° 46.181'O	0° 45.879'O	0° 45.853'O	0° 45.968'O	0° 46.266'O	0° 46.279'O	0° 46.281'O	0° 46.429'O	0° 46.614'O	0° 46.786'O	0° 47.096'O	0° 46.518'O	0° 46.510'O
Exposition	S/O	N/E	S/E	S/O	S	S/O	S/E	S/E	N/O	S/E	S/E	S/E	S/E
Pente (%)	15	15	20	15	20	14	30	15	30	25	15	20	20
N° Espèces	R1 R2 R3	R4 R5 R6	R7 R8 R9	R10 R11 R12	R13 R14 R15	R16 R17 R18	R19 R20 R21	R22 R23 R24	R25 R26 R27	R28 R29 R30	R31 R32 R33	R34 R35 R36	R37 R38 R39
59 <i>Plantago lagopus</i> L.	-	-	2.1	2.2	1.1	-	2.1	-	+1	1.1	-	2.2	2.2
60 <i>Plantago lanceolata</i> L.	+1	+1	-	-	+1	-	1.1	-	-	-	-	-	1.1
61 <i>Plantago psyllium</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1	1.1
62 <i>Polygala monspeliaca</i> L.	-	-	-	-	-	1.1	1.1	-	-	-	-	-	-
63 <i>Ranunculus arvensis</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1
64 <i>Rumex bucephalophorus</i> L.	-	-	1.1	-	1.1	-	-	-	+1	-	-	2.1	1.1
65 <i>Ruta montana</i> (Clus.) L.	-	-	-	1.1	1.1	1.1	2.2	2.1	2.2	3.3	1.1	1.1	1.1
66 <i>Salvia verbenaca</i> (L.) Briq.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.1	-
67 <i>Sanguisorba minor</i> Scop.	-	-	-	-	-	-	1.1	+1	-	-	-	-	1.1
68 <i>Scabiosa atropurpurea</i> L.	-	-	-	-	+1	-	-	-	+1	-	-	2.1	2.1
69 <i>Scelopora rigida</i> (L.) Gris	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	+1	-
70 <i>Silene fuscata</i> Link.	-	2.1	1.1	-	1.1	1.1	2.1	-	-	2.1	1.1	-	2.1
71 <i>Silene muscipula</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
72 <i>Silene rubella</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	1.1	-	2.1	2.1	-	-
73 <i>Silene secundiflora</i> Otth.	-	-	-	-	-	-	2.2	2.1	-	-	-	-	-
74 <i>Silene inflata</i> (Salisb.) Sm.	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1	-	-	-	-
75 <i>Sinapis arvensis</i> L.	-	-	+1	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	-
76 <i>Sonchus oleraceus</i> L.	-	-	-	-	1.1	1.1	2.2	-	+1	1.1	2.1	2.2	1.1
77 <i>Sonchus tenerimus</i> L.	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	-
78 <i>Teucrium polium</i> L.	+1	-	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1
79 <i>Thymus ciliatus</i> Desf.	-	-	-	2.2	+1	-	+1	-	+1	-	-	+1	+1
80 <i>Thymus vulgaris</i> L.	-	-	-	-	-	1.1	+1	-	-	-	-	-	1.1
81 <i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn.	-	-	1.1	1.1	2.1	-	-	2.2	1.1	-	-	2.1	3.2
82 <i>Trifolium angustifolium</i> L.	-	-	1.2	2.2	-	-	-	-	1.1	-	-	-	2.1
83 <i>Trifolium cherleri</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.1
84 <i>Trifolium stellatum</i> L.	-	-	+1	1.1	+1	-	-	-	1.1	-	1.1	1.1	2.1
85 <i>Trifolium tomentosum</i> L.	-	-	-	-	+1	-	-	-	+1	1.1	-	-	-
86 <i>Turgenia latifolia</i> Hoffm.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1
87 <i>Vaccaria pyramidata</i> Medik.	-	2.2	2.1	2.1	-	-	2.2	2.2	-	-	-	2.1	3.2
88 <i>Verbascum sinuatum</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	2.2	-	-	-	-	-

Dynamique post-perturbation (post-incendie ou post-surpâturage) des communautés végétales des monts du Tessala, Algérie occidentale

Post-disturbance (post-fire or post-overgrazing) dynamics of plant communities in the Tessala mounts, western Algeria

Boubakr SAIDI*, Ali LATRÈCHE, Zoheir MEHDADI, Zahra HAKEMI, Amar BOUKER

Université Djillali Liabes, faculté des sciences de la nature et de la vie,
Laboratoire de biodiversité végétale : conservation et valorisation, Sidi Bel Abbès, 22000, Algérie.

* Auteur correspondant : saidi.boubakr@yahoo.fr

Received: 01 February, 2016; First decision: 9 March, 2016; Revised: 20 March, 2016;
Second decision: 28 November, 2016.

Résumé

L'objectif de notre travail est de déterminer les principales dynamiques des communautés végétales des monts du Tessala (ouest de l'Algérie), après perturbation (post-incendie ou post-surpâturage). Des relevés floristiques ont été réalisés dans des zones affectées par des incendies à différentes dates. D'autres relevés ont été réalisés, d'une part dans des peuplements affectés par le surpâturage, et d'autre part dans des stations non brûlées qui ont été prises comme témoin. La végétation qui se régénère naturellement dans les monts du Tessala présente un aspect typique de « brousse tigrée ». Les inventaires floristiques montrent que le nombre total d'espèces présentes dans les stations considérées est de 77. Les thérophytes (29,9 %) et les hémicryptophytes (23,4 %) présentent un pourcentage très important. En revanche, les chaméphytes (16,9 %) et les phanérophytes (13,0 %)

sont moyennement représentées. Les géophytes (9,1 %) et les nanophanérophites (7,8 %) sont faiblement représentées. La richesse floristique est importante essentiellement les premières années après le feu ou l'arrêt de pâturage, avec notamment la dominance du *Chamaerops humilis* L. sur le versant sud et de *Calicotome spinosa* (L.) Link. sur le versant nord. Puis, dans les années suivantes, nous observons la dominance du *Quercus ilex* L., et, à partir de 5 à 8 ans, l'apparition de *Pinus halepensis* Mill.

Abstract

The objective of our work was to identify the key features, or the strategies, of the vegetation dynamics in the Tessala mounts (western Algeria), after disturbance (post-fire or post-overgrazing). Floristic surveys were conducted in areas affected by fires at different times.

Mots clés : remontée biologique, monts du Tessala, type biologique, post-incendie, post-surpâturage.

Keywords: recovery, Tessala mounts, biological type, post-fire, post-overgrazing.

*Other surveys were conducted in areas affected by overgrazing, and finally some surveys were implemented in unburned areas that were used as control areas. The vegetation, which spontaneously regenerates in the Tessala mounts, showed a typical appearance of "tiger bush". The floristic inventories showed that the total number of species present in the stations was 77. Therophytes and hemicryptophytes reached high percentages (29.9% and 23.4%, respectively), whereas chamaephytes (16.9%) and phanerophytes (13.0%) were moderately represented, and geophytes (9.1%), and nanophanerophytes (7.8%) were poorly represented. Plant species richness was high in the first years after fire or cessation of overgrazing, with the dominance of *Chamaerops humilis* L. on the south-facing slopes and the dominance of *Calicotome spinosa* (L.) Link. on the north-facing slopes. On the other hand, in the following years, we saw the dominance of *Quercus ilex* L. and, later, 5 to 8 years after fire or cessation of overgrazing *Pinus halepensis* Mill. colonized.*

Introduction

L'étude de la flore méditerranéenne, et surtout celle de l'Oranie, a été abordée ces dernières décennies par plusieurs auteurs tels que Quézel (1964), Guinochet (1980), Alcaraz (1982), Hadjadj Aoul (1995), ou Benabdellah *et al.* (2010). Dans notre étude, nous nous sommes intéressés à la région des monts du Tessala, qui dispose d'une flore singulièrement riche et variée : 193 espèces distribuées entre 49 familles et 146 genres. Cette même flore recense 103 plantes à caractère médicinal et aromatique et à usage très diversifié au sein de la zone d'étude (Baraka 2008).

Le feu peut entraîner des pertes écologiques et économiques lorsqu'il brûle la forêt méditerranéenne (Boudy 1952). Cependant le feu est aussi un facteur écologique faisant partie intégrante du fonctionnement des écosystèmes forestiers méditerranéens. La compréhension de la dynamique post-incendie des écosystèmes aide à optimiser les opérations de réhabilitation. (Boudy 1955 ; Madoui & Gehu 1999 ; Madoui *et al.* 2006).

D'autre part, l'action anthropique reste le facteur principal de perturbation des écosystèmes méditerranéens (Bouabdelah 1992). En effet, l'analyse des facteurs actuels de dégradation démontre l'ampleur de l'impact de l'homme et des troupeaux sur les écosystèmes des monts du Tessala, perceptible partout à travers la forêt (Benabdeli 1998). Le couvert végétal forestier est en régression constante

malgré le développement et la multiplication des matières synthétiques pouvant remplacer le bois dans une gamme variée de ses utilisations. La multiplication et l'intensification de l'utilisation des espèces végétales fourragères permettraient de subvenir aux besoins en nourriture des animaux domestiques et d'épargner l'utilisation des forêts comme terrain de parcours (Benabdeli 1996).

Les monts du Tessala peuvent constituer un modèle de l'étude des processus de résilience et de dynamique temporelle et spatiale des communautés végétales après perturbation puisqu'ils sont constitués d'une mosaïque de milieux plus ou moins perturbés (feu, pâturage). Très peu d'études ont été publiées en Algérie sur le devenir de la végétation perturbée par le feu et le surpâturage (Madoui *et al.* 2006). Nous prétendons donc contribuer à combler cette lacune en étudiant la végétation menacée par ces deux perturbations dans les monts du Tessala en Algérie occidentale. Notre principal objectif est d'y caractériser les espèces végétales qui ont la capacité de se maintenir et de se régénérer naturellement après une perturbation de l'écosystème (post-incendie ou post-surpâturage).

Méthodologie

Description de la zone d'étude

Les monts du Tessala ont déjà fait l'objet de plusieurs travaux sur l'impact du surpâturage (Cherifi & Bouzidi 2008 ; Boudjra *et al.* 2011) et d'un travail personnel sur l'impact des incendies (Saidi *et al.* 2014). Ces monts se situent dans l'ouest algérien, dans la wilaya de Sidi Bel Abbès. Ils sont limités au nord par la plaine de la Mleta et la sebkha d'Oran, à l'est par les monts des Béni-Chougrane, à l'ouest par les monts des Sebaa Chioukh et au sud par la plaine de Sidi Bel Abbès (Pouquet 1952). C'est une zone montagnaise où l'altitude varie de 600 à 1 000 m et culmine à 1 061 m au djebel Tessala (figure 1). La chaîne des monts du Tessala est formée par les djebels Tessala et Bouhneche qui sont en grande partie constitués de badlands, d'une part (BNEDER 1991-1993) et par les forêts de Tessala et Aïn-trid, d'autre part.

Le climat de la région de Tessala relève du régime méditerranéen avec deux saisons de durée équivalente (Ferka-zazou 2006).



Figure 1 – Photo de brousse tigrée ou tachetée dans les monts du Tessala prise à une altitude de 700 m (Saidi 2014).

Figure 1 – Photo of tiger bush in mount Tessala taken at an altitude of 700m (Saidi 2014).

Cet ensemble de montagnes appartient à l'étage bioclimatique semi-aride supérieur, aux hivers tempérés caractérisés par des influences marines et des précipitations de l'ordre de 400 mm par an. Les températures minimales varient de 6 à 10 °C et les températures maximales de 20 à 30 °C. Le risque de gelées, important dans la région, est un facteur limitant pour la végétation. La période sèche s'étend sur six mois, à l'exception des zones situées plus en altitude où la fraîcheur en exposition nord atténue les effets de la sécheresse (Ferka-zazou 2006). La zone montagneuse des Tessala fait partie du Tell oranais central caractérisé, du point de vue géologique, par les nappes de charriage du complexe crétoligocène, décrit par Dellaoui (1952), et des formations à dominance calcaire. Quelques affleurements durs de grès de calcaire pointent de temps en temps avec des semelles de gypse du Trias (Ferka-zazou 2006).

La végétation forestière des monts du Tessala est concentrée sur le djebel Tessala lui-même. Sa composition est la suivante :

- taillis denses de *Quercus ilex* L. qui couvrent 99 ha. Ils sont localisés sur le versant nord ;
- matorral dense de *Quercus ilex* et de *Quercus coccifera* L. qui occupe 310 ha ;
- garrigues qui représentent 382 ha et occupent les zones rocheuses, les versants très pentus et les secteurs fortement dégradés par les coupes et le pâturage ;

– une forêt claire, essentiellement à base de *Pinus halepensis* Mill., mais aussi d'*Acacia nilotica* (L.) Willd. ex Delile et d'*Eucalyptus globulus* Labill., qui couvre 208 ha en versant sud. Ces formations de pinèdes issues de reboisements effectués dans les années 1975-1985 n'ont pas donné les résultats attendus après ces aménagements.

Échantillonnage

En 2014, douze stations de prélèvements ont été réparties entre 680 et 1 006 m d'altitude en fonction de la végétation brûlée, à intervalles irréguliers de 2 à 3 ans jusqu'à plus de 35 ans, et en fonction de l'intensité de surpâturage (tableau 1). Trois relevés par station ont été réalisés pour l'inventaire floristique, soit un total de 36 relevés. Six stations (18 relevés) sont spécifiques aux parcelles brûlées, et cinq stations (15 relevés) sont spécifiques aux parcelles surpâturées. Les trois derniers relevés sont des témoins comprenant une végétation non brûlée récemment, peu pâturée et certainement semblable à celle que l'on pouvait trouver sur les autres stations avant la perturbation (feu ou surpâturage). Soit ces relevés témoins ne sont pas touchés par le feu, soit ils se trouvent en périphérie des zones brûlées. Dans cette étude comparative, le relevé de végétation, qui consiste essentiellement en une liste floristique, est réalisé selon la méthode

Tableau 1 – Caractéristiques de chaque station.

Table 1 – Characteristics of each station.

Stations	Coordonnées	Altitude (m)	Pente (%)	Exposition	Date du dernier feu	Nombre d'années depuis le dernier feu (ans)	Intensité du pâturage	Type de végétation
S1	X : 0°46'229" O Y : 35°15'975" N	762	25	sud-est	Pas d'incendie récent	> 35	Surpâturage intense	Garrigue
S2	X : 0°46'278" O Y : 35°16'047" N	771	25	sud-ouest	Pas d'incendie récent	> 35	Surpâturage intense	Garrigue
S3	X : 0°46'238" O Y : 35°16'134" N	800	5	sud	Pas d'incendie récent	> 35	Surpâturage intense	Garrigue
S4	X : 0°46'767" O Y : 35°16'374" N	1 006	5	nord-ouest	2005	9	Moyen	Matorral clair
S5	X : 0°46'774" O Y : 35°15'514" N	935	50	nord-ouest	Pas d'incendie récent	> 35	Faible	Forêt dense de <i>Quercus ilex</i> et <i>Quercus coccifera</i>
S6	X : 0°46'375" O Y : 35°16'226" N	833	15	sud-ouest	2009	5	Faible	Maquis clair de <i>Pinus halepensis</i>
S7	X : 0°46'521" O Y : 35°16'289" N	859	30	sud	Fin des années 1970	35	Moyen	Forêt trouée (claire) de <i>Pinus halepensis</i>
S8	X : 0°46'567" O Y : 35°16'097" N	846	10	sud-ouest	Fin des années 1970	35	Moyen	Maquis dense
S9	X : 0°45'826" O Y : 35°16'073" N	710	25	sud-est	Pas d'incendie récent	> 35	Surpâturage intense	Matorral dense de <i>Pinus halepensis</i>
S10	X : 0°45'917" O Y : 35°15'969" N	680	60	sud-est	Pas d'incendie récent	> 35	Surpâturage intense	Matorral clair
S11	X : 0°46'484" O Y : 35°16'163" N	720	10	nord-ouest	2011	3	Faible	Garrigue
S12	X : 0°46'346" O Y : 35°16'245" N	810	5	nord-ouest	2009	5	Faible	Garrigue

Notes concernant le type de végétation :

- le matorral est essentiellement constitué de taillis bas, de chêne vert et de chêne kermès en versant nord et nord-ouest ;
- la garrigue est rencontrée le plus souvent sur les sommets des collines, les sols caillouteux et les versants abrupts, et est constituée de *Calicotome spinosa*, de *Chaeromops humilis* et d'*Asphodelus microcarpus* ;
- la forêt claire de reboisement est localisée sur le versant sud en exposition sud-est et est constituée essentiellement par le pin d'Alep et l'eucalyptus, et accessoirement par le chêne vert, le caroubier et l'acacia ;
- le maquis est caractéristique des zones siliceuses et est constitué d'arbustes, d'arbrisseaux et de sous-arbrisseaux très denses (chêne vert, chêne-liège, arbusier, pin d'Alep, ciste, romarin, pistachier lentisque, etc.).

de Braun-Blanquet (1964). Les espèces sont affectées des coefficients d'abondance-dominance (Gehu & Rivas-Martinez 1980). L'aire minimale est égale à 100 m² pour tous les relevés de la zone d'étude. Chaque espèce rencontrée a ensuite été classée par type biologique (Raunkiaer 1934). En effet, les types biologiques reflétant les contraintes du milieu, ils sont intéressants à étudier pour comprendre les dynamiques de végétation, les dégradations, etc. (Verlaque *et al.* 2001 ; Latreche & Mehdadi 2006).

Résultats et discussion

Le nombre total d'espèces présentes dans les stations de cette étude est de 77. Les thérophytes

et les hémicryptophytes présentent les pourcentages des types biologiques les plus importants (29,9 % et 23,4 % respectivement), les chaméphytes et les phanérophytes présentent des pourcentages intermédiaires (16,9 % et 13,0 % respectivement), tandis que les géophytes (9,1 %) et les nanophanérophytes (7,8 %) sont les plus faiblement représentés (tableau 2). Ainsi, la prédominance des thérophytes et des hémicryptophytes est similaire à celle observée dans d'autres études menées sur les monts du Tessala (Baraka 2008 ; Bouzidi *et al.* 2009 ; Bouterfas 2011 ; Cherifi *et al.* 2011). Les hémicryptophytes (*Ajuga iva* [L.] Schreb, *Pallenis maritima* [L.] Greuter, *Centaurea pullata* L., *Malva sylvestris* L., *Ruta chalepensis* L., *Ruta montana* L.,

Tableau 2 – Répartition des différentes espèces végétales des monts du Tessala par types biologiques.

Table 2 – Distribution of different plant species in the Tessala mounts by biological types.

Types biologiques	Espèces
Phanérophytes (13,0 %)	<i>Acacia nilotica</i> (L.) Willd. ex Delile, <i>Aristolochia baetica</i> L., <i>Cupressus sempervirens</i> L., <i>Hedera helix</i> L., <i>Olea europaea</i> L., <i>Pinus halepensis</i> Mill., <i>Prunus dulcis</i> (Mill.) D. A. Webb, <i>Quercus ilex</i> L., <i>Rosa canina</i> L., <i>Rosa sempervirens</i> L.
Nanophanérophytes (7,8 %)	<i>Ballota hirsuta</i> Benth., <i>Calicotome spinosa</i> (L.) Link., <i>Daphne gnidium</i> L., <i>Nerium oleander</i> L., <i>Pistacia lentiscus</i> L., <i>Quercus coccifera</i> L.
Chaméphytes (16,9 %)	<i>Chamaerops humilis</i> L., <i>Cistus salvifolius</i> L., <i>Foeniculum vulgare</i> Mill., <i>Fumana thymifolia</i> (L.) Webb., <i>Helianthemum appeninum</i> (L.) Mill., <i>Lobularia maritima</i> L. Desv., <i>Marrubium vulgare</i> L., <i>Rosmarinus officinalis</i> L., <i>Rubia</i> sp., <i>Salvia officinalis</i> L., <i>Teucrium polium</i> L., <i>Thymus munbyanus</i> subsp. <i>ciliatus</i> (Desf.) Greuter & Burdet., <i>Thymus munbyanus</i> subsp. (Boiss. & Reut.) Greuter & Burdet.
Hémicryptophytes (23,4 %)	<i>Ajuga iva</i> (L.) Schreb., <i>Centaurea pullata</i> L., <i>Eryngium</i> sp., <i>Macrochloa tenacissima</i> (L.) Kunth, <i>Malva sylvestris</i> L., <i>Mentha</i> sp., <i>Pallenis maritima</i> (L.) Greuter, <i>Paronychia argentea</i> Lam., <i>Phlomis crinita</i> Cav., <i>Plantago albicans</i> L., <i>Ranunculus arvensis</i> L., <i>Ruta chalepensis</i> L., <i>Ruta montana</i> L., <i>Scolymus hispanicus</i> L., <i>Scolymus</i> sp., <i>Salvia argentea</i> L., <i>Silybum marianum</i> (L.) Gaertn., <i>Sisymbrium officinale</i> (L.) Scop.
Géophytes (9,1 %)	<i>Asparagus acutifolius</i> L., <i>Asphodelus ramosus</i> L., <i>Convolvulus althaeoides</i> L., <i>Iris</i> sp., <i>Drimia maritima</i> (L.) Stearn, <i>Ornithogalum umbellatum</i> L., <i>Narcissus</i> sp.
Thérophytes (29,9 %)	<i>Anacyclus clavatus</i> Desf., <i>Anagallis arvensis</i> L., <i>Anagallis monelli</i> L., <i>Avena</i> sp., <i>Bellis annua</i> L., <i>Bromus rubens</i> L., <i>Bromus</i> sp., <i>Calendula arvensis</i> L., <i>Carduus pycnocephalus</i> L., <i>Daucus carota</i> L., <i>Eruca vesicaria</i> L., <i>Hordeum maritimum</i> Whith., <i>Misopates orontium</i> L., <i>Papaver rhoeas</i> L., <i>Plantago lagopus</i> L., <i>Raphanus raphanistrum</i> L., <i>Reseda alba</i> L., <i>Rumex bucephalophorus</i> L., <i>Silene colorata</i> Poir., <i>Sinapis arvensis</i> L., <i>Torilis nodosa</i> L., <i>Trifolium stellatum</i> L., <i>Visnaga daucoides</i> Gaertn.

Plantago albicans L., *Ranunculus arvensis* L., *Sisymbrium officinale* [L.] Scop.) ont une place importante dans la zone d'étude qui s'explique par la richesse du sol en matières organiques et par l'altitude. La grande proportion de thérophytes s'explique en partie par les conditions édaphiques et surtout micro-climatiques : les périodes hivernales et printanières relativement humides alternent avec une période assez prolongée de sécheresse (de mai à octobre) qui caractérise la région (Henaoui 2007).

La répartition biogéographique de l'ensemble des essences forestières de la zone permet d'avancer le caractère xérophile de cette dernière. Les principales formations sont des chênaies de chêne vert (*Quercus ilex*) plus ou moins dégradées (Benabadji & Bouazza 2001). La très faible proportion de géophytes est à mettre en relation avec un climat qui favorise le développement des espèces à cycle court (Aidoud 1983).

Six stades de dynamique de colonisation végétale ont été identifiés (tableau 3) : les quatre premiers correspondent à une végétation brûlée à intervalles irréguliers (2 à 3 ans jusqu'à plus de 35 ans). Le cinquième représente une végétation fortement dégradée par le surpâturage. Le sixième regroupe les relevés témoins (végétation non brûlée et faiblement pâturée). Le cortège floristique relatif à la végétation témoin contient des espèces

essentiellement ligneuses de types phanérophyte, nanophanérophyte et chaméphyte en abondance. Les espèces clés sont le chêne kermès (*Quercus coccifera*), le pin d'Alep (*Pinus halepensis*) et le chêne vert (*Quercus ilex*).

Dans les stades I à III et dans le stade V, la végétation qui se régénère naturellement présente souvent un aspect typique de « brousse tigrée », ou tachetée, caractérisée par deux espèces : *Chamaerops humilis* L. sur le versant sud et *Calicotome spinosa* (L.) Link. sur le versant nord (figure 1) (Macfadyen 1950) (stations 1, 2, 3, 4, 6, 9, 10, 11, 12). La distance moyenne entre deux fourrés successifs est de plus de 5 m et les fourrés sont eux-mêmes séparés par des bandes de sol nu ou de faible couverture herbacée. Bien que ces structures puissent sembler, au premier abord, particulièrement stables dans le temps, leur existence reste conditionnée par le climat. Une diminution des précipitations peut provoquer le passage d'une végétation homogène à une structure régulière en bandes ou en trous en quelques décennies (Barbier *et al.* 2006). Les nanophanérophytes comme *Calicotome spinosa* et *Daphne gnidium* L. et les chaméphytes comme *Chamaerops humilis* sont présentes dans presque tous les relevés. La forte fréquence de ces espèces non appétentes épineuses et/ou toxiques est une preuve de l'ouverture des formations forestières favorisée par l'action anthropozoogène (Alcaraz 1991).

Tableau 3 – Caractéristiques de chaque stade de dynamique végétale.

Table 3 – Characteristics of each state of the vegetation dynamics.

	Caractéristique du stade	Nombre de relevés	Nombre moyen d'espèces	Nombre total d'espèces (pourcentage pour 77 espèces)	Type biologique	Pourcentage (%)
Stade I	2 à 3 ans après le feu	3 (station 11)	17,0	21 (27,3 %)	Ph	0,0
					Nph	14,3
					Ch	4,8
					H	9,5
					G	14,3
Th	57,1					
Stade II	5 ans après le feu	6 (stations 6, 12)	14,3	36 (46,8 %)	Ph	11,1
					Nph	11,1
					Ch	22,2
					H	27,8
					G	13,9
Th	13,9					
Stade III	7 à 10 ans après le feu	3 (station 4)	14,3	21 (27,3 %)	Ph	14,3
					Nph	9,5
					Ch	28,6
					H	9,5
					G	14,3
Th	23,8					
Stade IV	Plus de 35 ans après le feu	6 (stations 7, 8)	9,2	27 (35,1 %)	Ph	22,2
					Nph	11,1
					Ch	11,1
					H	14,8
					G	11,1
Th	29,6					
Stade V	Fortement dégradé par le surpâturage	15 (stations 1, 2, 3, 9,10)	6,9	53 (68,8 %)	Ph	11,5
					Nph	7,7
					Ch	11,5
					H	26,9
					G	13,5
Th	28,8					
Stade VI	Témoin	3 (station 5)	20,3	28 (36,4 %)	Ph	3,6
					Nph	17,9
					Ch	17,9
					H	21,4
					G	14,2
Th	25,0					

Ph : Phanérophytes ; Nph : Nanophanérophytes ; Ch : Chaméphytes ; H : Hémicryptophytes ; G : Géophytes ; Th : Thérophytes.

Au stade I, la richesse en espèces végétales est de 21 espèces (27,3 % de la totalité des espèces inventoriées ; tableau 3) 2 à 3 ans après le feu. Elle est maximale au stade II, 5 ans après le feu, avec 36 espèces (47,7 % ; tableau 3). Puis elle décroît au stade III, 7 à 10 ans après le feu, avec 21 espèces enregistrées (27,3 % ; tableau 3). La richesse en espèces au stade IV, c'est-à-dire plus de 35 ans après le feu, est similaire à celle des témoins (environ 36 %). Ainsi, la richesse floristique atteint son maximum au stade II pour diminuer par la suite et se stabiliser trois à quatre décennies après l'incendie. Ce résultat

suit le modèle général de régénération naturelle post-incendie tel qu'il a été décrit par Trabaud (1980) et Trabaud & Lepart (1980) sur la rive nord de la Méditerranée.

Tout d'abord, un grand nombre de thérophytes s'installe au cours des premières années suivant l'incendie. À l'inverse, les phanérophytes sont absents du stade I, et augmentent du stade II au stade IV. Les chaméphytes et hémicryptophytes enregistrent un nombre d'espèces très faible au stade I, augmentent puis diminuent au stade IV. Les nanophanérophytes et les géophytes ont des abondances assez stables tout au long de la régénération post-incendie.

L'arrivée tardive des chaméphytes et plus particulièrement des phanérophytes peut être due aux températures extrêmes et prolongées qui auraient une influence négative sur la germination, ou aux conditions post-incendies qui ne permettent pas la survie des plantules (Thanos *et al.* 1996). Le nombre généralement élevé d'espèces thérophytes, hémicryptophytes et chaméphytes pendant les cinq premières années post-incendie peut être attribué à l'ouverture du couvert végétal créé par le passage du feu, à la disparition des espèces concurrentes et à la richesse minérale de la couche supérieure du sol. Ce sont ces conditions qui offrent un milieu d'accueil propice à de nombreuses espèces comme *Calicotome spinosa* et *Chamaerops humilis*, qui sont, en outre, très adaptées aux conditions climatiques et édaphiques du milieu (Boudy 1950 ; Biswell 1974 ; Harper 1977). *Chamaerops humilis* domine les formations végétales les plus répandues dans les zones sèches à très faible pluviométrie. Elle domine largement l'étage semi-aride, voire aride. Quant à *Calicotome spinosa*, il joue un rôle particulier dans la reconquête des milieux dégradés par l'homme ou par le feu. Capable de s'installer dans des conditions climatiques et pédologiques très difficiles, en plein milieu ouvert, comme dans les monts du Tessala, il peut reconstituer rapidement avec *Chamaerops humilis* une ambiance plus mésophile, favorable au retour ultérieur d'espèces moins frugales et moins résistantes.

La richesse floristique post-surpâturage du stade V, montre un nombre moyen d'espèces très faible, avec 6,9 espèces enregistrées par relevé. Ce stade est globalement le plus riche, avec 53 espèces (68,8 %), mais est représenté par cinq stations (contre une à deux stations pour les autres stades ; tableau 3). Les thérophytes et les hémicryptophytes ont des pourcentages très élevés au stade IV en comparaison avec le stade VI témoin. Or, selon Le Houérou (1992), le surpâturage ovin et bovin entraîne le développement des chaméphytes, représentés ici essentiellement par *Chamaerops humilis* et *Thymus munbyanus* subsp. *ciliatus* (Desf.) Greuter & Burdet. Leur proportion augmente dès qu'il y a dégradation des milieux préforestiers, car ce type biologique s'adapte mieux à la sécheresse estivale et à la lumière que les phanérophytes (Anderson 1988). Sur le plan qualitatif, les espèces appétentes sont consommées, laissant la place à des espèces non palatables telles que *Asphodelus ramosus* L., et à des espèces

difficiles à digérer, telles que *Chamaerops humilis* et *Calicotome spinosa* (Cherifi & Bouzidi 2008 ; Cherifi *et al.* 2011).

Conclusion

Que la perturbation soit liée aux incendies ou à l'action anthropozoogène, les dynamiques de végétation ont un aspect de « brousse tigrée » et sont caractérisées par la dominance de *Chamaerops humilis* sur le versant sud et de *Calicotome spinosa* sur le versant nord. Dans les années suivant un incendie, *Quercus ilex* devient dominant et à partir de 5 à 8 ans *Pinus halepensis* apparaît. En effet, les dynamiques de végétation peuvent être décrites sous forme de quatre stades de végétation post-incendie :

- le stade I, 2 à 3 ans après le feu, a pour espèces dominantes celles des strates arbustives et herbacées : *Calicotome spinosa*, *Chamaerops humilis*, *Daphne gnidium*, *Asphodelus ramosus*, *Anagallis monelli* L., *Ballota hirsuta* Benth., *Carduus pycnocephalus* L., *Convolvulus althaeoides* L ;
- le stade II regroupe les espèces qui caractérisent un état plus mature et qui se régénèrent à partir de 5 ans après le feu. Les espèces dominantes à ce stade sont majoritairement celles des strates arbustives : *Pistacia lentiscus* L., *Marrubium vulgare* L., *Paronychia argentea* Lam., *Aristolochia baetica* L., *Asparagus acutifolius* L., *Asphodelus ramosus*, mais elles comprennent aussi quelques espèces des strates herbacées comme *Ajuga iva*, *Ruta montana*, *Teucrium polium* L., *Drimys maritima* (L.) Stearn, et *Thymus munbyanus* subsp. *coloratus* (Boiss. & Reut.) Greuter & Burdet., et aussi de jeunes individus d'une espèce de la strate arborée *Quercus ilex* ;
- le stade III concerne les espèces de l'état plus avancé, 7 à 10 ans après le feu. On constate l'apparition de la strate arborescente avec : *Pinus halepensis* et *Quercus ilex* ;
- le stade IV concerne les espèces qui apparaissent plus de 35 ans après le passage de feu. On peut citer : *Visnaga daucoides* Gaertn, *Cistus salvifolius* L., *Convolvulus althaeoides*, *Marrubium vulgare*, *Papaver rhoeas* L., *Plantago lagopus* L., *Ruta montana*, *Silybum marianum* (L.) Gaertn, *Sisymbrium officinale*, *Trifolium stellatum* L., et des espèces qui ont un développement morphologique conséquent comme celles

de la strate arborescente (*Olea europaea* L., *Pinus halepensis*, *Rosa sempervirens* L., et *Quercus ilex*).

Les pourcentages des différents types biologiques établis dans les stations étudiées montrent que les chaméphytes et les thérophytes sont des indicateurs de dégradation (Cherifi *et al.* 2011). La mise en défens peut avoir un impact positif sur la dynamique de la végétation (Aidoud 1983), cependant des études complémentaires seraient nécessaires. Dans cette étude, du fait du petit nombre de stations inventoriées dans chaque catégorie (temps écoulé depuis le dernier incendie et pression de pâturage), il est difficile de faire la part des choses entre les effets du feu et ceux du pâturage sur la dynamique de végétation.

Bibliographie

- Aidoud A., 1983. *Contribution à l'étude des écosystèmes steppiques du Sud oranais. Phytomasse, productivité primaire et application pastorales*. Thèse de doctorat de l'USTHB d'Alger.
- Alcaraz C., 1982. *La végétation de l'Ouest algérien*. Thèse de doctorat d'État de l'université de Perpignan.
- Alcaraz C., 1991. Contribution à l'étude des groupements à *Quercus ilex* sur terra rossa des monts du Tessala (Ouest algérien). *Ecologia mediterranea* 17: 1-10.
- Anderson D.M., 1988. Seasonal stocking of tobosa managed under continuous and rotation grazing. *Journal of Range Management* 1: 78-82.
- Bouiadjra S.E.B., El Zerey W. & Benabdeli K., 2011. Étude diachronique des changements du couvert végétal dans un écosystème montagneux par télédétection spatiale : cas des monts du Tessala (Algérie occidentale). *Physio-Géo* 5: 211-225.
- Baraka D., 2008. *Inventaire des plantes médicinales dans les monts du Tessala*. Mémoire de magister de l'université de Tlemcen.
- Barbier N., Couteron P., Lejoly J., Deblauwe V. & Lejeune O., 2006. Self-organized vegetation patterning as a fingerprint of climate and human impact on semi-arid ecosystems. *J. Ecol.* 94: 537-547.
- Benabadji N. & Bouazza N., 2001. L'impact de l'homme sur la forêt dans la région de Tlemcen. *Forêt Méditerranéenne* 22: 269-274.
- Benabdeli K., 1996. *Aspects physionomico-structuraux de la végétation ligneuse forestière dans les monts de Dhaya et de Tlemcen (Algérie occidentale)*. Thèse de doctorat d'état en science de l'université Djillali Liabes de Sidi Bel Abbès.
- Benabdeli K., 1997. Impact socio-économique et écologique de la privatisation des terres sur la gestion des espaces et la conduite des troupeaux : cas de la commune de Telagh (Sidi Bel Abbès, Algérie). In: Bourbouze A., Msika B., Nasr N. & Sghaier Zaafour M. (eds), *Pastoralisme et foncier : impact du régime foncier sur la gestion de l'espace pastoral et la conduite des troupeaux en régions arides et semi-arides*. CIHEAM, Montpellier: 185-194.
- Benabdellah M. A., Amrani S.M., Elhaitoum A & Ollier S., 2010. Analyse phytoécologique des groupements à thuya (*Tetraclinis articulata* [Vahl] Masters) et à chêne vert (*Quercus rotundifolia* Lam.) dans les monts de Tlemcen (Algérie occidentale). *Ecologia mediterranea* 36: 99-115.
- Biswell R.H., 1974. Effects of fire on chaparral. In: Kowzloski T.T & Ahlgren C.E. (eds.), *Fire and ecosystems*. Academic press, New York: 321-364.
- BNEDER, 1991-1993. *Étude d'aménagement et de développement des zones de montagne de la wilaya de Sidi Bel Abbès : perspectives de développement des exploitations agricoles zone nord*. BNEDER, Wilaya d'Alger, 63 p.
- Bouabdellah H., 1992. *Dégradation du couvert végétal steppique de la zone du Sud-ouest oranais, cas d'El Aricha*. Thèse de magister en géographie de l'IGAT, 222 p.
- Boudy P., 1952 – *Guides du forestier en Afrique du Nord*. La maison rustique, Paris, XI et 505 p.
- Boudy P., 1955. *Économie forestière nord-africaine*. T. IV. *Description forestière de l'Algérie et de la Tunisie*. Larose, Paris, 483 p.
- Bouterfas K., 2011. *Étude de Marrubium vulgare L. du mont de Tessala (Algérie occidentale) autoécologie, histologie, quantification de quelques polyphénols et évaluation du pouvoir antimicrobien des flavonoïdes*. Mémoire de magister de l'université de Sidi Bel Abbès.
- Bouzidi M.A., Latrèche A., Attaoui I., Mehdadi Z., & Benyahia M., 2009. Caractérisation des matorrals et des garrigues à *Urginea pancration* Phil. Dans le djebel Tessala (Algérie occidentale). *Physio-Géo* 3: 131-149.
- Braun-Blanquet J., 1964. *Pflanzensoziologie*. 3^e ed, Springer-Verlag, Vienne, XIV et 866 p.
- Cherifi K. & Bouzidi M.A., 2008. Approche préliminaire d'étude d'impact du surpâturage dans les monts du Tessala (Wilaya de Sidi Bel Abbès). In: *Colloque international sur le « Développement durable des productions animales : enjeux, évaluation et perspectives »*, Alger, 20 au 21 avril 2008.
- Cherifi K., Mehdadi Z., Latrèche A & Bouiadjra S.E.B., 2011. Impact de l'action anthropozogène sur l'écosystème forestier du mont de Tessala (Algérie occidentale). *Sécheresse* 22: 197-206.
- Dellaoui A., 1952. *Géologie des monts du Tessala*. Sedes, Paris, 385 p.
- Ferka-zazou N., 2006. *Impact de l'occupation spatio-temporelle des espaces sur la conservation de l'écosystème forestier : cas de la commune de Tessala, wilaya de Sidi Bel Abbès, Algérie*. Mémoire de magister de l'université de Tlemcen.
- Gehu M. & Rivas-Martinez S., 1980. Syntaxonomie. *Berichte der inter. Symp. Der Inter. Vereinigung für vegetations Kunde*, p. 5-33.
- Guinochet M., 1980. Essai sur quelques syntaxons des *Cisto-Rosmarinetae* et des *Quercetea ilicis* d'Algérie et de Tunisie. *Phytocoenologia* 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 de doctorat d'État de l'université d'Aix-Marseille III, 159 p.
- Harper J.L., 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London, 892 p.

- Henaoui I.A., 2007. *Les cistes dans la région de Tlemcen : aspect écologique et cartographique*. Mémoire de magister de l'université de Tlemcen.
- Latrèche A. & Mehdadi Z., 2006. Aridification et évolution de la végétation steppique aride des régions de Ras-El-Ma et El-Aricha (wilaya de Sidi Bel Abbès). *Revue d'écologie-environnement de l'université Ibn-Khaldoun de Tiaret* 2: 1-12.
- Le Houérou H.N., 1995. *Bioclimatologie et biogéographie de steppes arides du nord de l'Afrique : diversité biologique, développement durable et désertification*. CIHEAM, Montpellier, 396 p.
- Macfadyen W.A., 1950. Vegetation patterns in the semi desert plains of the British Somaliland. *Geographic Journal* 116: 199-210.
- Madoui A. & Gehu J.M., 1999. État de la végétation dans la forêt du Bou-Taleb. Mont de Hodna, Algérie. *Ecologia mediterranea* 20(4): 162-168.
- Madoui A., Gehu J.M., & Alatou D., 2006. L'effet du feu sur la composition des pinèdes de *Pinus halepensis* Mill. dans le nord de la forêt de Bou-Taleb, Algérie. *Ecologia mediterranea* 32: 5-13.
- Pouquet J., 1952. Les monts du Tessala (chaînes sud-telliennes d'Oranie). *Revue de géographie alpine* 40: 691-694.
- Quézel P., 1964. L'endémisme dans la flore de l'Algérie. *C. R. Soc. Biogeogr.* 361: 137-149.
- Raunkiaer C., 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography, being the collected papers of C. Raunkiaer*. Clarendon Press, Oxford, XVI et 632 p.
- Saïdi B., Latreche A., Dif M.M., Hakmi Z., 2014. Impacts of fires on Tessala mountain dynamic vegetation from 2002 to 2012. *Global journal of biodiversity science and management* 4(3): 13-16.
- Thanos C.A., Daskalakou E.N., Nikolaidou S., 1996. Early post-fire regeneration of a *Pinus halepensis* forest on Mount Párnis, Greece. *J. Veg. Sci.* 7: 273-280.
- Trabaud L. & Lepart J., 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio* 43: 49-57.
- Trabaud L., 1980. *Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des garrigues du Bas-Languedoc*. Thèse de doctorat d'État de l'université des sciences de Montpellier.
- Verlaque R., Medail F., Aboucaya A., 2001. Valeur prédictive des types biologiques pour la conservation de la flore méditerranéenne. *Sciences de la vie/Life Sciences* 324: 1157-65.

L'écocomplexe de Paiolive en Ardèche méridionale (France) : un pic de biodiversité du *hotspot* méditerranéen

The Paiolive ecocomplex in southern Ardèche (France): a biodiversity peak in the Mediterranean hotspot

Patrick BLANDIN¹, Henri-Pierre ABERLENC², Corinne BAUVET³, Nicolas BIANCHIN⁴,
Anya COCKLE-BÉTIAN⁵, Alain COUTÉ⁶, Gregory DESO⁷, Rémi DUGUET⁸,
Maxime GAYMARD⁹, Jean-François HOLTOF¹⁰, Vincent HUGONNOT¹¹, Alain LADET¹²,
Francis LAGARDE¹³, William LHERMENIER¹⁴, Maurice LHOMME¹⁵, Didier MORIN¹⁶,
Catherine PERRETTE¹⁷, Franck RICHARD¹⁸, François SCHWAAB¹⁹

1. Muséum national d'histoire naturelle, UMR 7206 CNRS-MNHN, Éco-anthropologie et ethnobiologie,
57, rue Cuvier, 75231 Paris cedex 05.
patrick.blandin@yahoo.fr
2. CBGP, Campus de Baillarguet, 755, avenue du campus Agropolis,
CS 30016, 34988 Montferrier-sur-Lez cedex.
henri-pierre.aberlenc@cirad.fr
3. Association française de lichénologie, Quartier de l'église, 07200 Ucel.
corinne.bauvet@wanadoo.fr
4. Conservatoire national botanique du Massif central, Le Bourg, 43230 Chavaniac-Lafayette.
nicolas.bianchin@cbnmc.fr
5. Groupe chiroptères Languedoc-Roussillon, Peyremale, 30160 Bessèges.
anya.cockle@orange.fr
6. Muséum national d'histoire naturelle, UMR 7245 CNRS-MNHN, équipe MCAM,
57, rue Cuvier, 75231 Paris cedex 05.
acoute@mnhn.fr
7. Association herpétologique de Provence Alpes Méditerranée, 5, Hameau du nivernais, 84100 Orange.
ahpam.contact@gmail.com
8. Alcedo Faune & Flore, 85, impasse Baslaval, 07110 Sanilhac.
rduguet@expertise-ecologique.fr
9. Réserve nationale des gorges du Gardon, CEN Languedoc-Roussillon,
474, allée Henri II de Montmorency, 34000 Montpellier.
maxime.gaymard@cenlr.org
10. Association Paiolive, Montchamp, 07230 Lablachère.
paiolive@free.fr
11. Conservatoire national botanique du Massif central, Le Bourg, 43230 Chavaniac-Lafayette.
vincent.hugonnot@wanadoo.fr
12. Fédération Rhône-Alpes de protection de la nature-Ardèche, Quartier de l'église, 07200 Ucel.
alain.ladet@wanadoo.fr
13. 1139, avenue des Maladreries, 30100 Alès.
francis-lagarde01@orange.fr
14. Société mycologique de France, Place de l'Hôtel de ville, 07000 Privas.
william.lhermenier@wanadoo.fr
15. Le Poujol, 07460 Banne.
maurice.lhomme@topocarto.com
16. 2, rue du docteur Richard, 30160 Bessèges.
didier.morin190@gmail.com
17. Muséum national d'histoire naturelle, UMR 7245 CNRS-MNHN, équipe MCAM,
57, rue Cuvier, 75231 Paris cedex 05.
catherine.perrette@gmail.com
18. CFE-CNRS, UMR 5175, équipe interactions biotiques,
1919, route de Mende, 34293 Montpellier cedex 5.
franck.richard@cefe.cnrs.fr
19. 480, Chemin des baux, 30430 Saint-Jean-de-Marvejols.
fm.schwaab@gmail.com

Résumé

Païolive est un plateau karstique d'environ 15 000 ha situé dans le sud du département de l'Ardèche et le nord du département du Gard. Des canyons, une chênaie ancienne imbriquée dans un méga-lapiaz, des pelouses et des garrigues sur des étendues appelées « les Gras », et l'endokarst forment une unité écologique qui contribue à l'attrait touristique de la région. Une recherche interdisciplinaire s'est donné pour but de comprendre l'organisation écologique et la biodiversité de cet écosystème en fonction de son histoire géologique, paléoclimatique et humaine.

Au Néolithique, des populations ont habité le plateau et les activités agro-pastorales ont probablement contribué au maintien des milieux ouverts, tandis que les chênaies méditerranéennes s'étendaient depuis des refuges méridionaux. Pendant la période romaine et le Moyen Âge, l'occupation humaine s'est considérablement réduite. Au XVIII^e siècle, des vignes ont été plantées sur de larges parties des Gras. Au XIX^e siècle, des millions de tonnes de pierres ont été arrachées et stockées dans des murs pour dégager des parcelles cultivables. La chênaie a été réduite en conséquence. Cependant, tandis que deux plantes vasculaires témoignent de l'existence ininterrompue de quelques pelouses, diverses espèces de lichens, de bryophytes et d'insectes attestent d'une longue continuité forestière.

Un inventaire taxonomique général (ATBI) montre que la diversité écologique de l'écosystème se traduit par une richesse spécifique élevée. Plus de 4 500 espèces ont déjà été identifiées. Païolive est probablement l'un des sites de France, voire d'Europe, les plus riches en bryophytes, et l'un des plus riches de la France méridionale pour les lichens, les chiroptères et les coléoptères saproxyliques bioindicateurs de la qualité des forêts méditerranéennes françaises. Païolive se révèle aussi être un carrefour biogéographique remarquable. De nombreuses espèces sont endémiques du hotspot méditerranéen ou d'une région limitée de la France méridionale, mais les endémiques locales, surtout des espèces endokarstiques, sont peu nombreuses.

Plus de 450 espèces sont protégées soit au niveau international, soit au niveau national, ou sinon sont inscrites sur des listes rouges. Beaucoup d'autres espèces ont une valeur patrimoniale évidente, notamment parce qu'elles sont en danger au moins localement. Ainsi, Païolive constitue au sein du hotspot méditerranéen un pic de biodiversité ayant une forte valeur patrimoniale. En outre, le site a une importante valeur culturelle, en raison de ses sites préhistoriques, et en raison aussi de son vaste réseau de murets de pierres sèches qui forme, en tant que paysage vernaculaire, un élément remarquable du patrimoine culturel régional.

Mots clés : plateau karstique, occupation humaine, milieux ouverts, forêt ancienne, patrimoine naturel et culturel, conservation.

Païolive est confronté à d'importants défis, liés au déclin de l'agriculture et au développement du tourisme. Le problème de la conservation de son patrimoine est discuté, en mettant l'accent sur la régression des milieux ouverts, où subsistent de nombreuses espèces menacées. L'expansion de la chênaie pourrait condamner certains de ces milieux, mais en même temps elle est essentielle à la conservation à long terme des nombreuses espèces inféodées à la forêt naturelle. Le futur de l'écosystème de Païolive appelle donc des décisions équilibrées.

Abstract

"Païolive" is a karstic plateau covering approximately 15,000ha in the Mediterranean southern France. Canyons, an old oak forest established in a mega-lapiaz, grassy patches and scrubs in open areas named "Gras", and the endokarst, together constitute an ecological unit that contributes to the touristic attractiveness of the region. A multidisciplinary study attempted to relate the ecological organization and biodiversity of this ecosystem to its geological and paleoecological history, and to the human activities that took place in the area since the end of the last glacial period.

During the Neolithic, human populations inhabited the plateau, and agro-pastoral activities probably contributed to the persistence of post-glacial grasslands, while Mediterranean oak forests were spreading from southern refugia. From the Roman period to the Middle Ages, human presence receded. During the 18th century, the "Gras" were planted over with vineyards, and during the 19th century partly cleared of millions of tons of stones, which were stacked in low walls enclosing cultivated plots. Consequently, the oak forest was reduced. However, while two plant species provide evidence of the uninterrupted existence of some grassland patches, various species of lichens, mosses and insects are indicators of forest continuity.

An ongoing All Taxa Biodiversity Inventory (ATBI) shows that the ecological diversity of the ecosystem results in high species richness. More than 4,500 species have been identified at present. Païolive is probably amongst the richest sites in France and maybe in Europe for bryophytes, and it is one of the richest in southern France for lichens, chiroptera, and for the saproxylic coleoptera indicators of the natural character of French Mediterranean forests. Païolive also appears as a remarkable biogeographical crossroads. Many species are endemic to the Mediterranean biodiversity hotspot, or to a limited region of southern France, but local endemics, mainly endokarstic species, are few.

More than 450 species are protected either at the international level or at the national level, or else are placed on red lists. Many other spe-

Keywords: karstic plateau, human presence, open landscapes, oldgrowth forest, natural and cultural heritage, conservation.

cies have an obvious heritage value, in particular because they are clearly endangered at the regional or local level. Thus, within the Mediterranean biodiversity hotspot, Païolive represents a biodiversity peak of high value. Moreover, it has an important cultural value due to its prehistoric sites, and to the extensive network of drystone walls that can be considered a fossil vernacular landscape.

Païolive is facing important challenges brought by the decline of agriculture and the development of tourism. Conservation issues are discussed, with a focus on the decline of open areas, where a large number of species are endangered. The expansion of oak woods may condemn diverse open habitats, but is at the same time vital for the long-term conservation of the many species that depend on natural forests. Thus, the future of the Païolive ecocomplex needs well-pondered decisions.

English abridged version

In the Mediterranean biodiversity hotspot, many high-diversity areas are isolated, resulting from a long history of landscape fragmentation. This paper presents the multidisciplinary study of such an area, “Païolive”, a karstic plateau in the south of the Ardèche department of France, not far from the famous “Grotte Chauvet”. Deep canyons, an old oak forest established in a mega-lapies, and open areas with grassy patches and scrubs (the “Gras”), together constitute a complex ecological unit that contributes to the attractiveness of the region. We attempt to relate the ecological organization and biodiversity of this ecocomplex to its geological and paleoecological history, and to the human activities that took place in the area since the end of the last glacial period. The heritage value of Païolive, the threats it faces and conservation issues are discussed.

Upper Jurassic and Lower Cretaceous limestones, covered by more recent sediments, were raised and intensely fractured as a consequence of the uplift of first the Pyrenees, then the Alps. Fossils of Lower Pliocene mammals discovered in the karst provide evidence of an early karstification that probably began during the Miocene. The Messinian crisis, at the very end of the Miocene, around 5 My ago, provoked a rapid deepening of the Rhône hydrosystem, the incision of canyons and the development of a highly complex endokarst. Regional and local studies of palaeofloras show that, after the last glacial episode, the landscape was a mosaic of open and forested areas. During the Neolithic,

human populations were present on the karstic plateau. From 5,500 BP, it is likely that agropastoral activities, attested by a diversity of tools found at various sites (both outdoor and in caves), contributed to the persistence of grasslands. Hundreds of dolmens, as well as burial places (4,500-3,800 BP), have been discovered. From the Roman period to the Middle Ages, however, human presence on the plateau receded and activities were limited to hunting and grazing herds. Villages were built at the periphery. Later, the “Gras” were planted over with vineyards during the 18th century, and during the 19th century partly cleared of millions of tons of stones, which were stacked in low walls enclosing plots where earth was brought to plant vines, and mulberry trees to feed silkworms. This new landscape spread over the “Gras” and surrounded the mega-lapies. Consequently, the oak forest was strongly reduced but its core area was probably spared. It is therefore likely that a natural forest cover persisted in places since the post-glacial development of Mediterranean forests. Several species of lichens, mosses and insects are indicators of such continuity, the most emblematic being the highly endangered beetle *Eupotosia mirifica*, known from a few localities from Syria to Spain, which has a limited capacity to disperse outside wooded areas. Similarly, two plant species of the genus *Gagea* provide evidence of the uninterrupted existence of some grassland patches.

The Païolive plateau can therefore be considered as an ecocomplex, *i.e.* an assemblage of interdependent ecological units resulting from a common natural and human history. It is identified as the southern part of the Upper Jurassic and Lower Cretaceous plateau covered by a mosaic of open habitats and *Quercus pubescens* woods where stable populations of *Eupotosia mirifica* live. This ecocomplex covering approximately 15,000ha displays high ecological diversity at different spatial scales. An ongoing All Taxa Biodiversity Inventory shows that this ecological diversity results in high species richness. Although the inventory is only just beginning for many groups, more than 4,500 species have been identified, and several species new to science are to be described. There is a rich assemblage of Mediterranean species and species with Atlantic, boreal or centro-European affinities, many of which reach their distribution limit at Païolive. Moreover, there are species – for example more than 30 bryophytes – adapted to rather cold microclimatic conditions.

Many species are endemic to the Mediterranean biodiversity hotspot, or to a limited region of southern France, but local endemics are few. They include endokarstic species, such as a mollusc and various arthropods, and a subspecies of *Centaurea maculosa* (ssp. *albida*) that probably diverged recently from populations well represented in neighbouring areas.

Data for lichens, bryophytes, tracheophytes, vertebrates and some insect orders show that Païolive is a “biodiversity peak”: it is probably amongst the richest sites in France and maybe in Europe for bryophytes (304 species), and it is one of the richest in southern France for lichens (402 species), chiroptera (25 species), and for the assemblage of saproxylic coleoptera indicators of the natural character of French Mediterranean forests (46 species).

The Païolive flora and fauna include more than 260 species protected at the international level (CITES, Bern and Bonn conventions, European Directives), or at least at the national level. More than 200 other species are on international, national, or local red lists. We also give examples of species with an obvious heritage value, for biogeographical or biological reasons or because they are clearly endangered at the local level: endokarstic local or regional endemics, species living in rare open habitats, species associated with aquatic habitats, old-growth forests, etc.

Within the Mediterranean biodiversity hotspot, the Païolive ecocomplex is a natural heritage of high value. But it also has an important cultural value due to its prehistoric sites, in particular the “Abri des Pêcheurs” cave, where recurring human presence is documented since 80,000 BP (*Homo neanderthalensis* and later *Homo sapiens*). In addition, the extensive network of drystone walls that covers a large part of the plateau can be considered a fossil vernacular landscape and, as such, an element of the cultural heritage as defined by UNESCO.

Païolive is facing important challenges brought by the decline of agricultural activities since the end of the 19th century and the development of tourism since the 1960s. Many sensitive or rare habitats are currently under threat, including cliffs and caves. Conservation issues are discussed, with a focus on the decline of open areas, their preservation being necessary for the conservation of a large number of endangered species. The expansion of oak woods may condemn diverse

open habitats, but is at the same time vital for the long-term conservation of the many species that depend on large, natural forests: the future of the Païolive ecocomplex needs well-pondered decisions.

Introduction

La notion de *biodiversity hotspot* est née du souci de développer, à l'échelle mondiale, une stratégie de conservation efficace (Myers 1990). Ces points chauds de biodiversité sont les régions écologiques de la planète à la fois les plus riches d'un point de vue biologique, tant en nombre total d'espèces qu'en nombre d'espèces endémiques, et les plus menacées. C'est particulièrement le cas du bassin méditerranéen (Médail & Quézel 1997, 1999 ; Blondel & Médail 2009 ; Médail 2016). Dès 1997, Médail et Quézel avaient identifié dix *hotspots* dans le pourtour méditerranéen et en Macaronésie. Myers (1990) avait auparavant hésité à considérer le bassin méditerranéen comme un unique *hotspot*. Omis dans une première liste de régions mégadiverses (Mittermeier *et al.* 1997), le *Mediterranean Basin Hotspot* a été inclus dans les 34 *hotspots* retenus dans la synthèse de Mittermeier *et al.* (2004), ouvrage où Médail & Myers (2004) ont désigné comme « *mini-hotspots* » les sites désignés par Médail & Quézel (1997).

Le bassin méditerranéen est l'un des *hotspots* les plus largement et intensément influencés par les civilisations qui s'y sont succédé. Après la dernière glaciation et la réorganisation des systèmes écologiques qui s'ensuivit, les écosystèmes méditerranéens ont été partout fragmentés et souvent profondément modifiés (Blondel & Médail 2009). Aujourd'hui, comme dans les autres régions de type méditerranéen, l'augmentation des populations humaines, l'urbanisation et l'agriculture intensive constituent des menaces majeures (Underwood *et al.* 2009). Parallèlement, de nombreux espaces longtemps façonnés par les systèmes agro-sylvo-pastoraux traditionnels sont abandonnés, un processus dont les effets sur la biodiversité sont complexes (Blondel & Médail 2009 ; Sirami *et al.* 2010).

Dans le sud de la France comme dans tout le pourtour méditerranéen, les sites naturels sont isolés dans des espaces transformés par l'agriculture et l'urbanisation. Ils y constituent des « pics de biodiversité » dont la préservation

constitue un enjeu majeur. Cependant, beaucoup sont insuffisamment étudiés, ce qui ne favorise pas leur prise en compte dans les politiques de conservation. Le présent article est consacré à l'un de ces sites, « Païolive », localisé dans la partie méridionale du département de l'Ardèche et au nord du département du Gard, le long du rebord sud-est du Massif central. Il est limitrophe de la région à forte tradition touristique des gorges de l'Ardèche, région dont il était prévu que l'attractivité augmente avec l'ouverture au public, en 2015, d'un fac-similé des peintures rupestres découvertes dans la grotte Chauvet (Cachat *et al.* 2012). Réputé pour ses paysages karstiques et pour les spectaculaires gorges du Chassezac qui le traversent (figure 1), le site de Païolive contribue aussi à l'attrait de la région.

Dès le XIX^e siècle, l'Ardèche méridionale suscita l'intérêt de naturalistes comme Jules de Malbos (1782-1867), botaniste et géologue local, ou le zoologiste nîmois Jean Crespon (1797-1857), qui fut le premier découvreur du coléoptère *Eupotosia mirifica* (Mulsant, 1842), espèce qui se révélera bien plus tard emblématique de l'intérêt naturaliste de Païolive (Aberlenc *et al.* 2003). Les publications de Flandin (1880) et de Perroud (1884) marquent le début des inventaires botaniques. Les prospections biospéléologiques furent particulièrement actives de la seconde moitié du XIX^e siècle au lendemain de la Première Guerre mondiale (Aberlenc 2016). Dans la deuxième moitié du XX^e siècle, des recherches biospéléologiques (Balazuc 1956 [réédition 1986] ; Leclerc 1979, 1984 ; Mauriès 1983, 1985 ; Serban & Leclerc 1984), entomologiques (Balazuc 1984 ; Aberlenc 1987, 1996 ; Lente-nois 1997) et botaniques (Chauvet 1966 ; Coûtiaux 1974, 1975 ; Mandin 1990), ont révélé l'existence d'une biodiversité importante. Par ailleurs, des recherches préhistoriques et archéologiques ont été menées dès la fin des années 1960 (Lhomme 1969, 1973, 1976, 1983 ; Lhomme & Lhomme 1988 ; Massaoudi *et al.* 1994 ; Kalai 1998). Une partie du site ayant été classée « Espace naturel sensible » par le département de l'Ardèche, celui-ci a financé de premiers inventaires naturalistes. Une approche pluridisciplinaire a été lancée au début des années 2000 (Holtorf & Schnetzler 2003) et à la suite de la création, en 2004, d'une association dédiée à l'étude scientifique du site, à sa conservation et à la sensibilisation du public (association Païolive), un inventaire de la biodiversité a été engagé en 2005 dans l'esprit des *All Taxa Biodiversity Inventories*

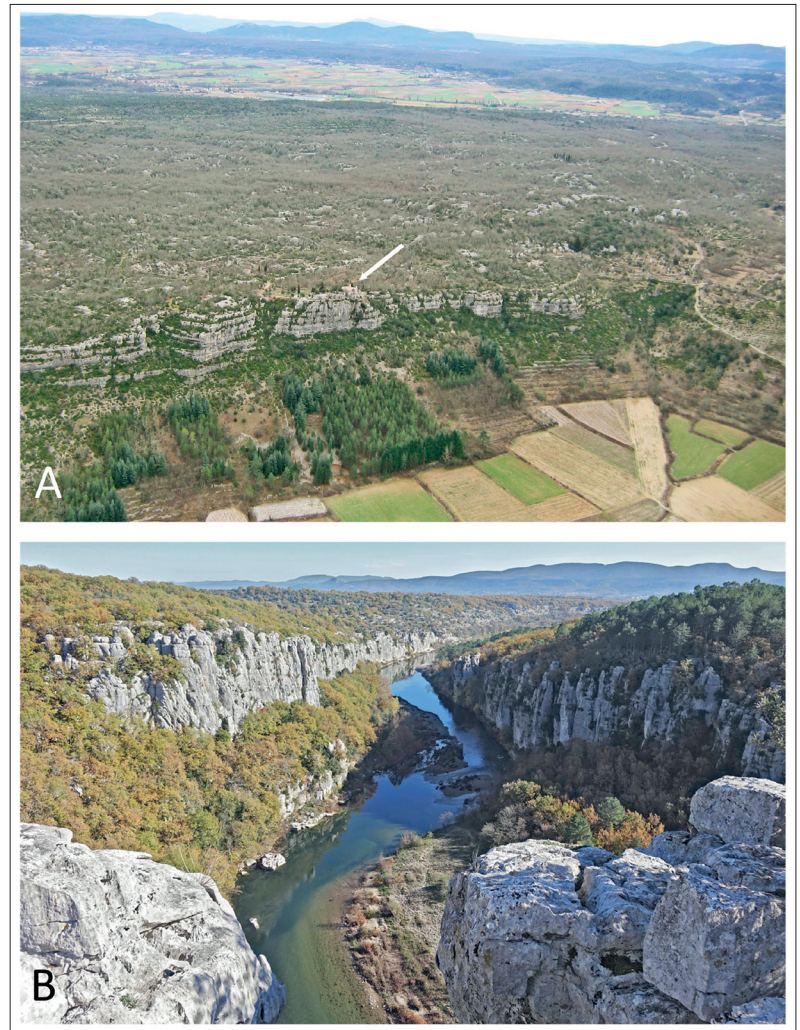


Figure 1 – Paysages de Païolive.
A : plateau karstique (la flèche indique l'ermitage Saint-Eugène).
B : gorges du Chassezac.

Figure 1 – Païolive landscapes.
A: Karstic plateau (the arrow indicates the Saint-Eugène hermitage).
B: Canyon of the Chassezac river.

(ATBI) (Janzen & Hallwachs 1994). Par ailleurs, des informations ont été réunies sur la géologie et la géomorphologie, tandis que des recherches historiques ont été effectuées sur les activités humaines et leurs effets sur les milieux naturels.

L'objectif du présent article est de fournir une synthèse des données déjà rassemblées, afin de mettre en relation l'état de la biodiversité du site avec son histoire géologique, géomorphologique, écologique et humaine, puis de poser le problème de sa conservation, dans le contexte des menaces auxquelles il est confronté, lesquelles sont liées pour une large part à la fréquentation touristique et au développement de certains sports de nature.

Site d'étude et méthodologie

Le nom « bois de Païolive » s'applique habituellement au karst boisé, d'aspect ruini-forme, situé à l'est de la ville des Vans. Pour des raisons en premier lieu géologiques, il a été proposé que la zone d'étude s'étende largement au sud et au nord de ce bois (Baret 2003 ; Holtorf 2008). Dans le présent article, nous appelons « site de Païolive » un ensemble de plateaux calcaires, couvrant plus de 15 000 ha, qui se situent entre les villes de Saint-Ambroix au sud et de Largentière au nord (figure 2), précisément entre 44°15'40'' et 44°30'30'' N, 04°05'30'' et 04°21' E.

Les données géologiques et géomorphologiques ont été tirées de la carte géologique de la France à 1/50 000, principalement la feuille de Bessèges (Berger *et al.* 1988 ; Elmi *et al.* 1989) et des publications de Baret (2003), Nectoux (2003), Naud & Reboulet (2008), Bakalowicz (2008), Barth (2008) et Barth & Wiénin (2016). Les données paléogéographiques, préhistoriques et archéologiques sont issues de recherches synthétisées par Lhomme (2003, 2008) et complétées par Moncel (2008).

Il existe plusieurs ouvrages sur l'histoire du sud de l'Ardèche (Anonyme 1988, 1991, 1995 ; Bozon 1961 ; Farcis 1973 ; Molinier

1985 ; Blanchemanche 1986). Nous avons exploité différents fonds d'archives permettant de reconstituer l'évolution de l'occupation des sols : des compoix du XVI^e siècle, la carte de Cassini (1772-1776), le cadastre de 1830, une carte de 1850 à 1/80 000, dite « d'État-Major », le cadastre révisé en 1930 et les campagnes de photos aériennes effectuées depuis 1949 par l'Institut géographique national. Nous avons en outre consulté les archives départementales de l'Ardèche, et celles des départements voisins du Gard et de l'Hérault, ainsi que les archives de certaines communes et le fonds du Centre de documentation et de mémoire du pays des Vans. Enfin, nous avons utilisé les archives privées de C. Sterkeman (Charrié & Sterkeman 2003) et les résultats d'études de fonds notariaux menées par Jacques Schnetzler (communications personnelles).

Des études naturalistes récentes ont fourni des données importantes, par exemple concernant les lichens (Bauvet 2005, 2006, 2007, 2009, 2011a, b, c, 2012, 2014). À partir de 2005, une démarche d'inventaire de type ATBI a été lancée par l'association Païolive. En fonction des moyens obtenus et de la disponibilité des spécialistes sollicités, l'inventaire a progressé plus ou moins rapidement selon les taxa considérés. De manière générale, tous les milieux sont prospectés, de façon à ne négliger aucun type d'habitat. Cependant, l'ensemble du site

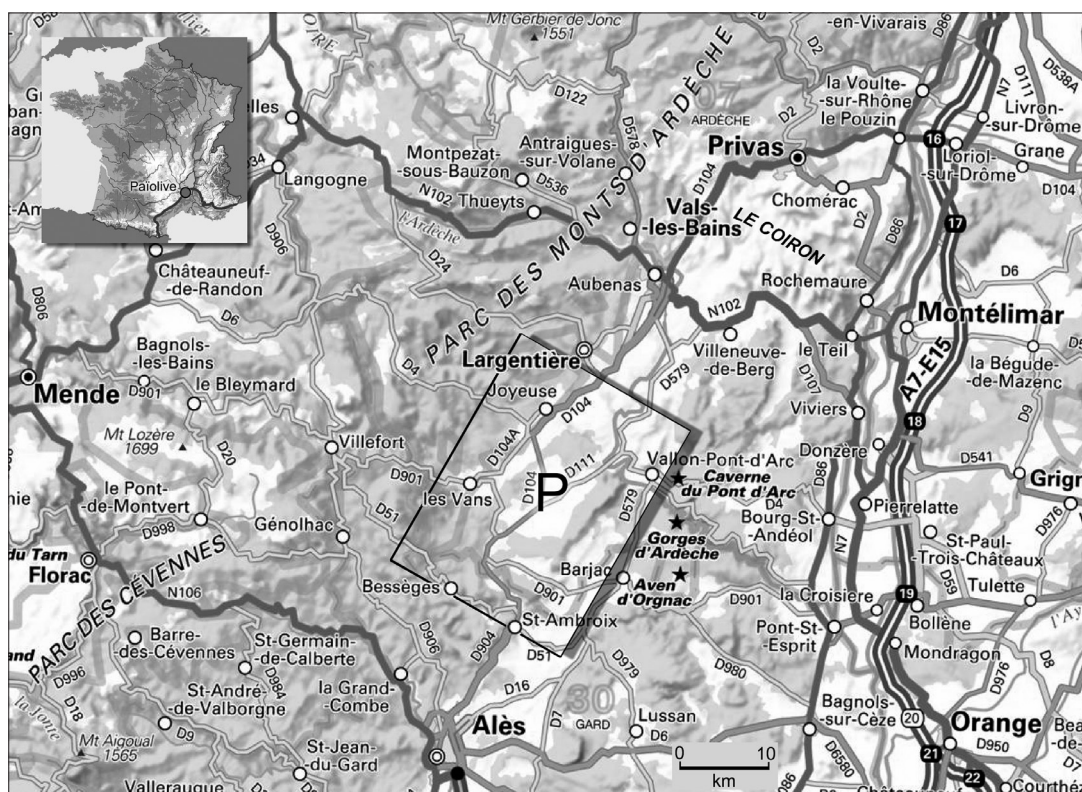


Figure 2 – Localisation du site de Païolive (P) entre les Cévennes et la vallée du Rhône.

Figure 2 – Location of Païolive (P), between the Cévennes and the Rhône valley.

n'a pu faire l'objet d'un effort d'échantillonnage réparti de façon parfaitement équilibrée. En outre, son périmètre a été étendu (Aberlenc 2016), ce qui appelle des prospections complémentaires.

Les inventaires botaniques ont été conduits soit par prospections systématiques selon un maillage recouvrant le site (bryophytes, trachéophytes), avec inventaire dans tous les habitats présents dans chaque maille, soit par échantillonnage dirigé en prenant en compte la diversité des habitats et en choisissant dans chacune des stations les micro-habitats où sont effectués les relevés et les prélèvements pour détermination au laboratoire (micro-algues, lichens). Pour les trachéophytes, le protocole s'inscrit dans le cadre de l'inventaire de la flore du département de l'Ardèche, porté par le Conservatoire botanique national du Massif central, avec un maillage de 5 × 5 km auquel se surajoute un maillage de 1 × 1 km en Ardèche méridionale. Dans tous les cas, les données issues de la bibliographie et de contributeurs sont incorporées après validation dans le système d'information CHLORIS® du Conservatoire. En ce qui concerne les champignons, seule une prospection naturaliste classique a été menée, accompagnée cependant en 2012 et 2013 par un échantillonnage des sols forestiers, destinés à faire l'objet d'une analyse moléculaire (méthode MiSeq) de la diversité fongique qu'ils contiennent (Vogt-Schilb 2014).

Pour réaliser l'inventaire des arthropodes, de multiples méthodes d'échantillonnage sont utilisées selon les taxa et les milieux prospectés. Elles ont été mises en œuvre de façon à couvrir la diversité des habitats. Parmi les techniques de piégeage, l'emploi de pièges Malaise a été systématisé ; ces pièges ont fourni des échantillons extrêmement abondants dont l'exploitation est loin d'être achevée. Des études spécifiques ont été menées sur les odonates (Ladet *et al.* 2006) puis sur les papillons diurnes (Ladet & Bauvet 2013) dans le cadre des programmes Natura 2000 et Espace naturel sensible. Les différents groupes de vertébrés ont été étudiés de façon classique, par observations dans tous les types d'habitats, repérage d'indices d'activité, analyse de pelotes de réjection et piégeage pour les micromammifères, captures au filet et, depuis 2007, écholocation pour les chiroptères. Les données sur l'ichthyofaune ont été fournies par la Fédération de pêche de l'Ardèche.

Aperçu géographique et histoire géologique

La région est cisailée par un réseau de failles (figure 3). Les failles majeures délimitent de grands blocs d'âges et de constitutions pétrographiques différents. Elles sont orientées soit SSW-NNE, telles les failles dites des Cévennes et de Païolive, soit NW-SE, comme les failles de Bordezac et d'Orcières, cette dernière marquée par un rejet de plusieurs centaines de mètres au-dessus de la vallée du Chassezac (Berger *et al.* 1988 ; Elmi *et al.* 1989).

Le site de Païolive comporte deux blocs qui s'articulent au niveau du village de Banne (figure 3). À l'ouest, les paysages sont barrés par les Cévennes, dont les sommets voisins s'élèvent à plus de 900 m. À l'est, une plaine s'étend des environs de Berrias à ceux de Ruoms. Plus à l'est, la Serre, qui culmine à près de 550 m, ferme l'horizon en direction de la vallée du Rhône.

Le bloc méridional correspond à un fragment de synclinal qui s'inscrit dans le pentagone Gagnières – Saint-Brès – Saint-Sauveur-de-Cruzières – Beaulieu – Banne. Il forme un plateau concave, avec des altitudes périphériques pouvant dépasser 300 m. Il est parcouru par la Clysse, cours d'eau qui débouche à l'est et rejoint la Cèze, un affluent du Rhône. Le bloc septentrional, qui forme un vaste plateau, correspond au quadrilatère Banne – Les Vans – Laurac-en-Vivaraïs – Ruoms ; il est entaillé par les gorges de deux affluents de l'Ardèche, le Chassezac et la Baume. Au nord-est, il est limité par la vallée d'un troisième affluent, la Ligne, et entaillé par celle de l'Ardèche au niveau des Défilés de Ruoms. L'altitude varie entre plus de 300 m (parfois plus de 400 m), à l'ouest et au sud, et moins de 150 m, par endroits, vers le nord-est. Les plateaux offrent deux paysages contrastés : 1) le karst ruiniforme, qui se présente comme un méga-lapias structuré en « rues » profondes, boisées, divisant les masses rocheuses ; 2) des zones de paysages ouverts, appelées « Gras », parcourus par les vallées du Granzon et de quelques cours d'eau le plus souvent temporaires. Au-delà de la Ligne, le même plateau calcaire s'étend vers le nord, disparaît sous l'épaisse coulée basaltique du Coiron (figure 2), réapparaît dans la région de Privas et se prolonge jusque vers la Voulte-sur-Rhône.

Les Cévennes font partie de la chaîne hercynienne, formée au cours de l'ère primaire. À la fin du Primaire, l'érosion avait déjà créé une pénélaine, maintenant surélevée. L'érosion

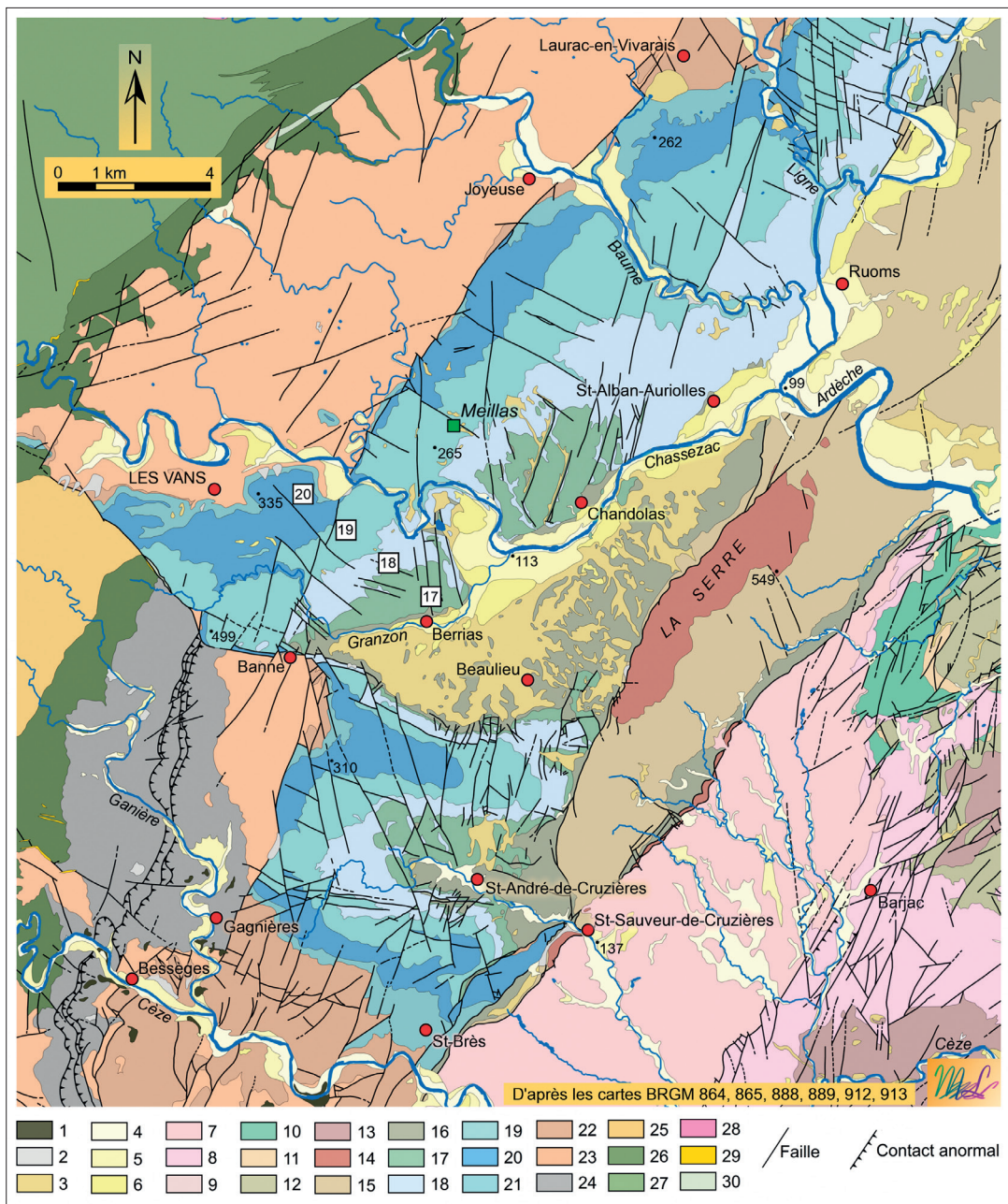


Figure 3 – Carte géologique de la région de Païolive.

1-2-3 : formations superficielles plio-quaternaires. 4-5-6 : terrasses fluviatiles.
 7-8-9 : sédiments du Tertiaire. 10 à 16 : Crétacé inférieur. 17 : Berriasien (Crétacé inférieur).
 18 : Tithonien (Jurassique supérieur). 19 : Kimméridgien (Jurassique supérieur).
 20 : Oxfordien (Jurassique supérieur). 21 : Jurassique moyen. 22 : Jurassique inférieur (Lias).
 23 : Trias. 24 : Stéphaniens (Carbonifère). 25-30 : Terrains métamorphiques.

Figure 3 – Geological map of Païolive area.

1-2-3: Plio-Quaternary superficial formations. 4-5-6: river terraces. 7-8-9: Tertiary deposits.
 10 à 16: Lower Cretaceous. 17: Berriasian (Lower Cretaceous). 18: Tithonian (Upper Jurassic).
 19: Kimmeridgian (Upper Jurassic). 20: Oxfordian (Upper Jurassic). 21: Middle Jurassic.
 22: Lower Jurassic (Lias). 23: Trias. 24: Stephanian (Carboniferous). 25-30: metamorphic rocks.

s'est poursuivie au début de l'ère secondaire, donnant naissance aux roches du Trias, qui affleurent pour l'essentiel en piémont des Cévennes métamorphiques. Les sédiments triasiques se sont déposés dans un contexte côtier marqué par des variations du niveau de la mer. Les sédiments du Jurassique moyen,

accumulés en milieu marin assez profond, ont formé surtout des marnes. Au Jurassique supérieur, la profondeur était moindre, de l'ordre de 200 m, et la proportion de sédiments calcaires a augmenté. À des bancs de marnes et de calcaires alternants (Oxfordien supérieur) fait suite une succession de bancs de calcaire

(Kimmeridgien) d'épaisseur croissante : de 0,20 à 0,60 m, de 0,80 à 1 m, et enfin de 2 à 3 m. L'essentiel des reliefs ruiniformes correspond à ces derniers bancs qui totalisent jusqu'à 20 m d'épaisseur. L'ensemble se termine par les calcaires blancs du Tithonien épais d'environ 30 m. Au Crétacé inférieur, le Berriasien, dont le stratotype se trouve près du village de Berrias (Naud & Reboulet 2008), est formé de bancs calcaires entre lesquels apparaissent des intercalations marneuses plus fréquentes vers le haut. Le Valanginien, formé essentiellement de marnes, est en grande partie recouvert de colluvions récentes, sur lesquelles s'étend la plaine de Berrias à Ruoms. Plus à l'est, au milieu du Crétacé, des récifs se sont développés dans une mer peu profonde, donnant naissance à une formation de calcaire massif (faciès urgonien), présent dans la montagne de la Serre, et qui atteint plusieurs centaines de mètres d'épaisseur au niveau des gorges de l'Ardèche.

Au Crétacé supérieur, la mer s'est retirée suite à des mouvements tectoniques. À la limite Crétacé-Tertiaire, l'orogénèse pyrénéenne provoqua le développement du réseau de failles. Au cours du Tertiaire, du fait de l'orogénèse alpine, les failles ont été activées à diverses reprises et l'entablement formé par les calcaires oxfordiens, kimmeridgiens, tithoniens et berriasiens a été intensément fracturé. Des mouvements à forte composante verticale ont déplacé les blocs les uns par rapport aux autres. Les blocs soulevés ont été soumis à une érosion importante qui a éliminé de grandes épaisseurs de sédiments et des gorges profondes ont été creusées dans les roches granitiques et métamorphiques de la bordure cévenole, comme celles du cours supérieur du Chassezac. Au Miocène, l'érosion avait déjà enlevé les marnes et calcaires recouvrant les formations compactes du Jurassique.

La genèse du karst de Païolive n'est pas encore interprétée de façon définitive, mais un scénario plausible a été proposé par Bakalowicz (2008). L'aplanissement du plateau calcaire du site date peut-être de la fin du Miocène. C'est à cette époque que des cours d'eau issus du rebord cévenol auraient épandu sur le plateau des alluvions provenant de l'érosion du socle cristallin des Cévennes, alluvions qui subsistent par endroits, sur les Gras et dans le karst. L'enfoncement du paléo-Chassezac aurait initié la formation de l'endokarst, avec la mise en place d'écoulements souterrains, tandis que les premières formes de l'épikarst, orientées par le réseau des fractures, se seraient développées sous la couverture

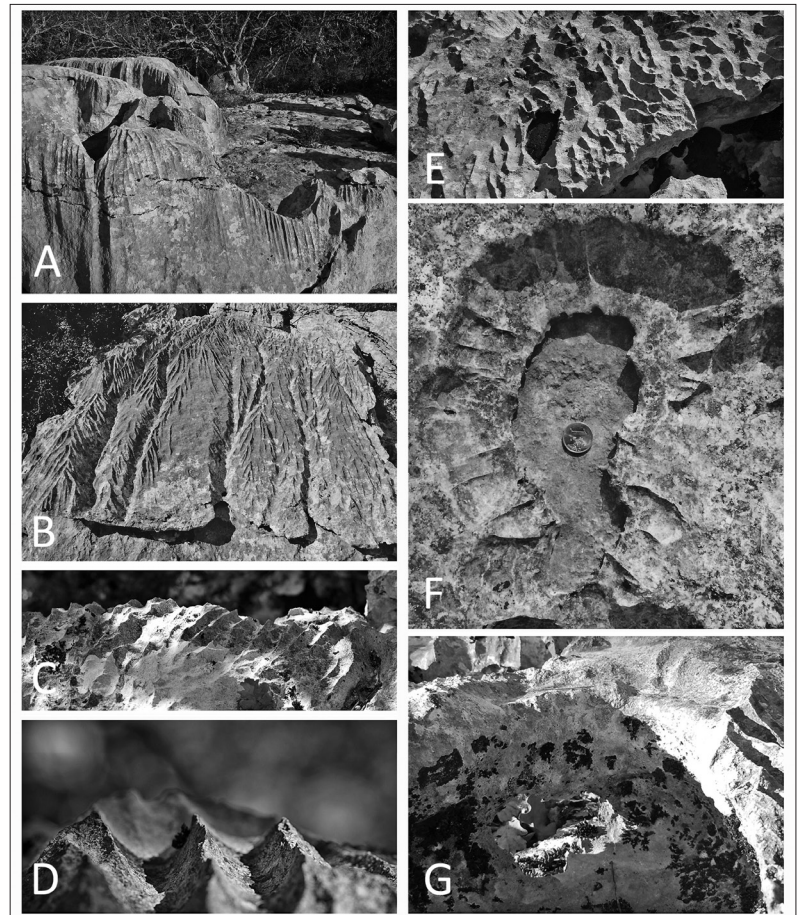


Figure 4 – Formes de l'épikarst. A : formes arrondies partiellement remodelées. B : cannelures. C et D : détails de cannelures. E : modelé superficiel sur surface sub-horizontale. F : cupules. G : végétation pionnière dans une cupule.

Figure 4 – Epikarst morphology. A: Rounded forms partially reshaped. B: Flutes. C and D: Details of fluted micro-reliefs. E: Superficial micro-reliefs on sub-horizontal surface. F: Cupules. G: Pioneer vegetation inside cupules.

alluviale. C'est ainsi que se serait ébauché le méga-lapiaz parcouru par des rues s'élargissant et s'enfonçant progressivement, dans lesquelles les alluvions cristallines ont été peu à peu entraînées. Des restes fossiles de mammifères du Pliocène inférieur, découverts dans le karst (site de Mélias, figure 3), viennent à l'appui de l'hypothèse d'une karstification commencée au moins au Miocène (Bakalowicz 2008 ; Lhomme 2008).

Les formes de surface de l'épikarst sont difficiles, sinon impossibles, à dater. Il existe des lapiaz aux contours arrondis (figure 4 A), formés sous une couverture de sol ou d'alluvions perméables, donc peut-être vers la fin du Miocène. Ces lapiaz arrondis ont été par endroits remodelés par des cannelures, souvent séparées par des arêtes acérées, produites à l'air libre par l'eau de pluie ou de fonte de neige (figure 4 B, C, D). Ce mécanisme a dû

jouer à de multiples reprises en lien avec les cycles climatiques du Pléistocène (Nectoux 2003). Sur les surfaces subhorizontales, finement remodelées (figure 4 E), des cupules se forment (figure 4 F), où s'installent des végétaux pionniers, notamment des mousses, (figure 4 G). Les fractures et trous dans lesquels se constitue un sol par accumulation de débris végétaux continuent de s'approfondir sous l'action des eaux de percolation qui dissolvent le calcaire sous-jacent (Barth 2008). Ces processus jouent en permanence à des échelles spatiales diverses.

À la toute fin du Miocène, lors de la crise messinienne, entre 5,95 et 5,33 Ma, le niveau de la Méditerranée s'est abaissé de plus de 1 000 m (Clauzon 1982). Le Rhône s'est enfoncé de plus de 500 m et l'Ardèche, entre 5,45 Ma et 5,32 Ma, a incisé son canyon (Mocochain *et al.* 2009) ; il est vraisemblable que le Chassezac, la Baume et la Ligne ont creusé les leurs de façon concomitante. La

transgression marine du Pliocène a ensuite entraîné, jusque vers 2 Ma, le relèvement de plus de 400 m du niveau de base du Rhône, qui s'est depuis abaissé d'environ 150 m ; ces variations ont eu des conséquences complexes sur le développement temporaire de rivières souterraines et la formation d'importants systèmes de grottes (Mocochain *et al.* 2009).

La végétation et la faune à la fin du Pléistocène

Au Miocène, la flore comprenait des éléments paléo-tropicaux, qui ont commencé à décliner vers 16-11 Ma ; au début du Pliocène, il persistait sur les côtes de l'Europe méditerranéenne une forêt tropicale humide (Beaulieu *et al.* 2005). De fait, les espèces de mammifères du Pliocène inférieur découvertes dans le site de Mélias, un mastodonte, *Anancus arvernensis* Croizet & Jobert, 1828, un rhinocéros, *Dicerorhinus megarhinus* (de Christol 1834), et un tapir, *Tapirus arvernensis* Croizet & Jobert, 1828, témoignent d'un contexte forestier chaud et humide (Lhomme 2008). Au Pliocène inférieur (1,5-0,9 Ma), des taxa paléo-tropicaux faisaient encore partie des forêts dans certaines régions, mais le jeu des oscillations climatiques a entraîné leur disparition par endroits déjà vers 0,8 Ma (Beaulieu *et al.* 2005).

Le site de l'Abri des Pêcheurs, découvert en 1973 dans les gorges du Chassezac près de l'éperon de Casteljalou (Lhomme 1976) (figure 5), a permis de caractériser l'évolution du paysage végétal local vers la fin du Pléistocène, de 130 000 – 100 000 BP jusque vers 24 000 BP, grâce à l'analyse de nombreux pollens (Kalai 1998). Les niveaux les plus anciens révèlent une flore mêlant des éléments méditerranéens, tempérés et steppiques, vraisemblablement organisés en une mosaïque de milieux ouverts et de chênaies. Après une phase davantage steppique, toujours chaude, une végétation semi-forestière, correspondant à un climat tempéré, se développe avec dominance de *Quercus*, *Corylus*, *Betula*, *Pinus*, et présence de *Vitis*, *Hedera*, *Acer*, *Ulmus*, *Alnus* et *Carpinus*. Cette phase est attribuable à l'interglaciaire Riss-Würm. Il y a ensuite des indices de péjoration climatique et, à partir de 80 000 BP environ, le paysage, de moins en moins boisé, évolue vers un caractère steppique associé à un climat

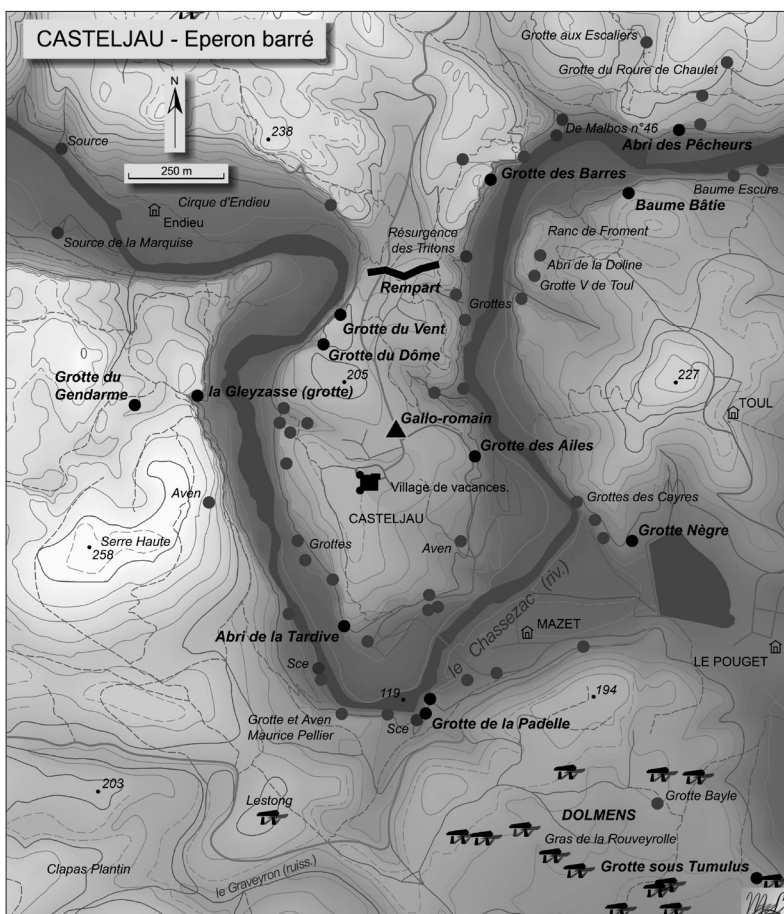


Figure 5 – Sites préhistoriques et protohistoriques dans la zone de l'éperon de Casteljalou, dominé aujourd'hui par un village de vacances situé sur un site gallo-romain.

Figure 5 – Prehistoric and protohistoric sites in the area of Casteljalou, today dominated by a vacation village located on a gallo-roman site.

froid, avec cependant une amélioration transitoire vers 40 000 – 35 000 BP, époque où des bosquets de *Tilia* et de *Quercus* punctuaient le paysage et où la présence de taxa méditerranéens était plus marquée. Le climat se refroidit ensuite, ce que confirme la présence de loess, et le caractère steppique du paysage s'accroît.

Les sédiments de l'Abri des Pêcheurs contenaient de nombreux restes d'animaux, mammifères, oiseaux, amphibiens, reptiles et poissons. La présence de ces restes est en partie liée à des activités humaines, l'abri ayant été fréquenté de façon régulière depuis environ 80 000 BP (Lhomme 2003, 2008 ; Moncel 2008). Les restes de mammifères appartiennent au moins à 21 espèces, inégalement présentes dans le temps. Des restes de douze d'entre elles ont été trouvés également dans la grotte Chauvet, tandis que cinq espèces, liées à des périodes froides, sont présentes dans cette grotte uniquement sous forme de représentations pariétales, comme le Rhinocéros laineux (*Coelodonta antiquitatis* Blumenbach 1807) ou le Mégacéros (*Megaloceros giganteus* Blumenbach 1799) (Philippe & Mosse 2003). Les restes d'oiseaux n'ont été qu'incomplètement étudiés. Toutefois, des restes de Faucon crécerellette (*Falco naumanni* Fleischer, 1818), espèce typiquement méditerranéenne, et de Chouette Harfang (*Bubo scandiacus* [Linnaeus, 1758]), espèce de milieu froid, ont été trouvés associés dans un même niveau du Paléolithique supérieur. Cette coexistence d'espèces liées à des contextes climatiques contrastés, connue également dans des sites de Provence, montre que la région méditerranéenne a servi de refuge à des espèces nordiques lors des périodes climatiques (Quézel & Médail 2003).

Lors du dernier maximum glaciaire (18 000 BP), les chênes étaient cantonnés, avec leurs espèces compagnes, dans des refuges situés dans les péninsules ibérique, italienne et balkanique (Kremer & Petit 2001 ; Brewer *et al.* 2002 ; Petit *et al.* 2002 ; Médail & Diadema 2009). À la fin du Tardiglaciaire (13 000-11 000 BP), la chênaie caducifoliée à *Quercus pubescens* Willd, 1805 s'est étendue vers le nord ; lors d'une période plus froide (11 000-10 000 BP), des refuges secondaires ont subsisté dans diverses régions (Brewer *et al.* 2002).

La présence humaine : évolution et influences sur les milieux naturels

Les grottes et abris paléolithiques et néolithiques sont nombreux, notamment au niveau de l'éperon de Casteljou (figure 5). Il s'y ajoute plus de 600 dolmens (figure 6). Les fouilles menées dans l'Abri des Pêcheurs ont révélé, dans les niveaux inférieurs, des éléments d'industrie moustérienne indiquant une fréquentation récurrente, commencée vers 80 000 BP, par des *Homo neanderthalensis* King, 1864 ; à partir de 32 000 BP, les industries représentées témoignent de la fréquentation répétée de la cavité par des *Homo sapiens* Linnaeus, 1758 (Lhomme 2003).

Dans la moyenne vallée du Rhône, au Tardiglaciaire, le paysage régional était une steppe

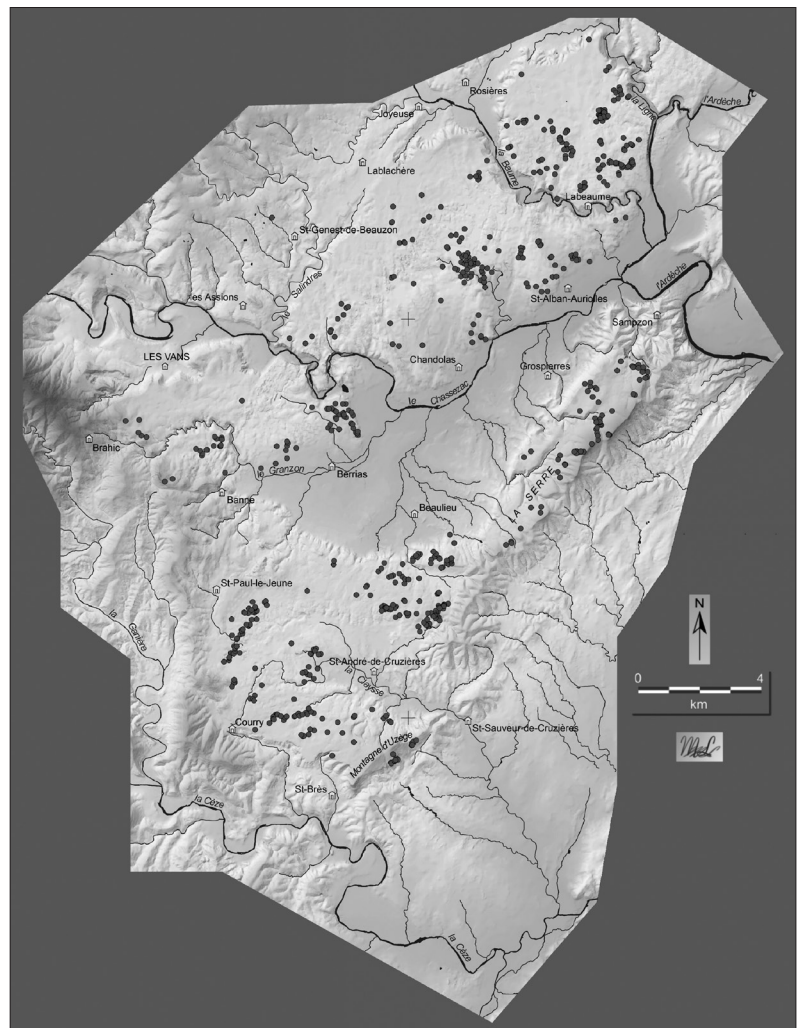


Figure 6 – Répartition des dolmens sur le site de Païolive et à l'est dans la Serre.

Figure 6 – Distribution of dolmens in Païolive, and eastwards in the Serre mountain.

arborée, avec une présence discrète de chênes caducifoliés (Delhon *et al.* 2010). Au début de l'Holocène, le paysage était encore ouvert, avec des *Juniperus* et des *Pinus* abondants ; vers 10 000 BP, la chênaie caducifoliée a commencé à s'étendre, atteignant son optimum entre 8850 et 6800 BP, au cours des périodes Boréale et Atlantique (Vernet 1986 ; Bonin & Romane 1996 ; Beaulieu *et al.* 2005). À partir du Néolithique, le chêne vert *Quercus ilex* L., 1753 s'est répandu aux dépens de *Quercus pubescens*, phénomène attribué aux impacts croissants des populations humaines, auxquels *Quercus ilex* résisterait mieux (Triat-Laval 1978 ; Pons & Quézel 1985 ; Vernet 1986 ; Pons & Thinon 1987). Le site de Païolive se trouvant en contexte subméditerranéen, donc en limite de l'aire de répartition de *Quercus ilex*, cette essence y a peut-être été moins favorisée, en dépit d'une présence humaine devenant significative, mais moins importante qu'en Languedoc.

La succession des cultures néolithiques est bien documentée grâce à de nombreuses fouilles (Lhomme 2003). Éléments de poterie, outils et parures manifestent l'arrivée et l'installation de populations dans la vallée du Chassezac et sur l'ensemble du plateau calcaire, jusqu'à l'âge du fer. Les objets les plus anciens relèvent du Cardial, culture du Néolithique méditerranéen caractérisée par des céramiques décorées d'impressions faites avec des coquillages marins, notamment du genre *Cardium*, et représentée en France continentale à partir d'environ 7600 BP (Camps 1971 ; Coste & Guthertz 1976). À proximité de dolines, les prospections

ont mis en évidence des traces d'habitats sommairement aménagés (fonds de cabanes) et certains sites témoignent d'une occupation continue de l'ordre du millénaire (Lhomme 2003). Des objets trouvés dans des sites de plein air et dans des grottes habitées attestent de pratiques agricoles (cultures, élevages) qui se sont développées véritablement à partir de 5 500 BP (figure 7). Sur un plateau karstique, la gestion de l'eau était évidemment cruciale : de nombreuses cavités ont été aménagées en citernes, et des restes de grandes jarres ont été trouvés sous des écoulements. À partir de la fin du Néolithique et pendant l'âge du cuivre, dans une période allant de 4500 à 3800 BP, des sépultures collectives ont été construites, tel le dolmen sous tumulus des Granges, ou installées dans des grottes naturelles, comme la grotte des Ailes (Lhomme 2003).

La répartition des populations entre la zone ruiniforme et les Gras reste difficile à évaluer, l'ensemble des Gras ayant été profondément bouleversé, surtout au XIX^e siècle, par des dérochements considérables et la construction de murets en pierres sèches. Quoiqu'il en soit, l'ensemble des données montre que des populations de pasteurs-agriculteurs ont longuement occupé le plateau calcaire. Leur influence sur la végétation est difficile à évaluer. Dans un contexte climatique devenu favorable à l'expansion du couvert forestier, il est possible que les activités pastorales et agricoles aient contribué au maintien de milieux ouverts (Lhomme 2003).

De l'Antiquité jusqu'au milieu du XVIII^e siècle, l'histoire de l'utilisation humaine du plateau de Païolive et des vallées qui le traversent peut être parcourue rapidement. En effet, alors que cet espace fut habité au cours du Néolithique, il devient marginal. Les traces d'occupation romaine sont périphériques. Toutefois, le site gallo-romain de l'éperon de Casteljau (figure 5) témoigne d'une occupation du I^{er} siècle av. J.-C. au V^e siècle après J.-C. (Lhomme 2003). La période carolingienne ne laisse guère de traces, si ce n'est un gué sur le Chassezac au niveau de Maisonneuve, attesté dès le VIII^e siècle, sur une voie menant des régions du bas Rhône à celle du Puy (Schnetzler 2003). Un ermitage, dédié à saint Eugène de Tolède, dont le culte est attesté au IX^e siècle à Uzès (dans le département voisin du Gard), témoigne d'une possible présence, dès cette époque, au bord du Chassezac (figure 1) (Esquieu 2003, Holtorf 2008). À partir du XII^e siècle au moins, la population périphérique augmente tandis que se mettent en place des structures féodales dont les centres de décision

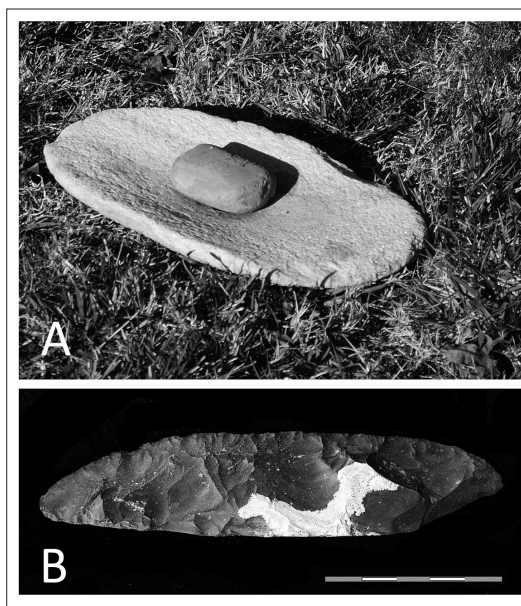


Figure 7 – A : meule et molette (46 cm de long) provenant d'un habitat de plein air Néolithique. B : couteau à moissonner (grotte de la Capitale). Échelle : 5 cm

Figure 7 – A: Millstone and molette (46cm length) from an open air habitat. B: Blade used to harvest (Capitale cave). Scale: 5cm.

sont éloignés, à l'exception de la seigneurie du castrum de Cornillon, dont la fondation pourrait remonter au XI^e siècle (Laffont 2003), et de celles de Casteljou et de Labeaume, attestées au XIII^e siècle (Laffont 2009). L'ensemble du site est en fait très peu peuplé au Moyen Âge : le Bois de Païolive et les Gras constituent des réserves seigneuriales qui font progressivement l'objet de baux à très longue durée (Schnetzler 2003). Les bénéficiaires de ces baux sont à l'origine d'une classe de quasi-proprétaires dont les lignées existent encore.

Au XIV^e siècle, avec le début du Petit Âge glaciaire, deux processus modifient le contexte régional : la vigne est cultivée à des altitudes moindres et apparaît en périphérie des plateaux calcaires, tandis que le châtaignier, favorisé sur les contreforts cévenols, permet le développement de la tonnellerie, vers la fin du XV^e siècle (Schnetzler 2003). En conséquence, l'élevage des chèvres, dont les peaux servaient à la fabrication des outres, régresse, ce qui est favorable à la dynamique forestière. Au XVI^e siècle apparaissent les premiers compoix-terriers, documents qui permettent d'avoir une idée de l'occupation du sol. Ils indiquent qu'il n'existait pratiquement pas d'habitat permanent sur les plateaux, mais que des hameaux s'étaient constitués en proche périphérie, là où des terres étaient cultivables et où l'eau drainée par le karst était récupérable. Il s'est ainsi développé une polyculture de type méditerranéen, liée à un élevage pourvoyeur d'engrais. Sur les Gras, ont persisté des « herbages » et des « pâturages », selon les termes des textes de l'époque (Schnetzler 2003). À partir du XVIII^e siècle, suite à des famines, des arrêtés ont interdit l'extension de la vigne sur les terres aptes à la culture des céréales. Ce contexte a vraisemblablement incité à planter des vignes sur des terres jusque-là non cultivées : la carte de Cassini (1772-1776) montre sur le plateau de grandes surfaces consacrées à la vigne (figure 8). Certains documents du début du XIX^e siècle donnent à penser que des vignes ont alors été plantées même à l'intérieur du méga-lapiaz (Holtorf 2008).

À l'époque contemporaine, schématiquement à partir de 1750, le paysage des Gras a été progressivement bouleversé par un dérochement devenu intense probablement au XIX^e siècle. Par millions de tonnes, des pierres furent arrachées aux strates de l'Oxfordien terminal et du Kimméridgien inférieur, à certaines couches peu épaisses du Tithonien et à celles du Berriasien. Les pierres étaient stockées sous forme d'amas, appelés « clapas », ou dans des murets, afin de dégager des espaces où un sol cultivable

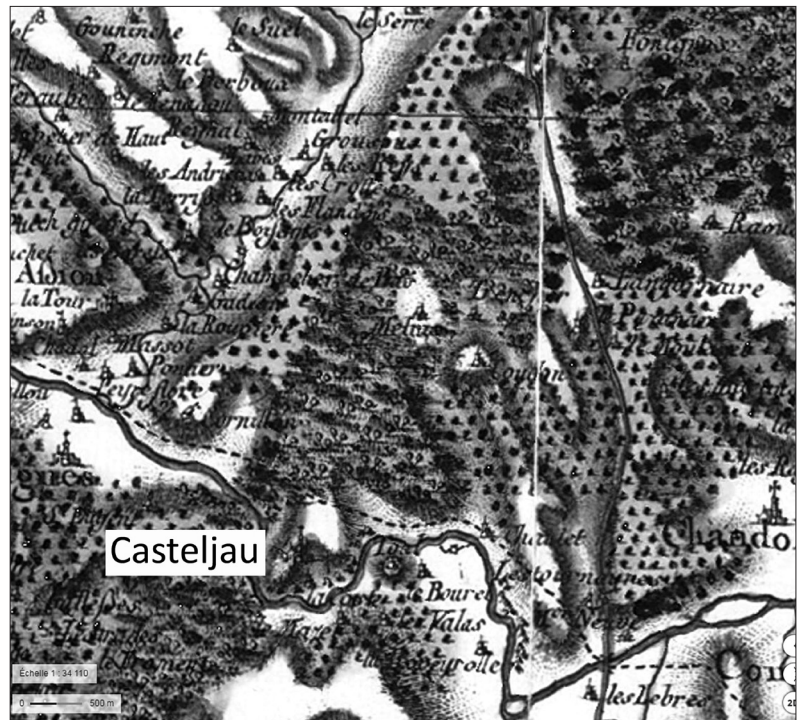


Figure 8 – Extrait de la carte de Cassini (1772-1776) mettant en évidence l'étendue des vignobles (points noirs alignés) dans les environs de Casteljou.

Figure 8 – Part of a Cassini's map (1772-1776) illustrating the extent of vineyards (lined up black points) around Casteljou.

fut constitué peu à peu, par apport de terre à dos d'homme. Ces nouvelles surfaces, établies pour le développement de cultures spéculatives, furent dévolues non seulement à la vigne, mais aussi à la plantation de mûriers, aux fins d'élevage du ver à soie ; parallèlement, des mas et des magnaneries furent construits de place en place (figure 9). Il n'est pas possible de savoir si les épierrements ont nécessité le défrichage de zones boisées, mais la répartition des murets, concentrés pour la plus grande part sur les terrains de l'Oxfordien et du Berriasien, suggère qu'au final les boisements ont dû être pour l'essentiel cantonnés au méga-lapiaz (figure 10). Elle montre en même temps que la place laissée aux milieux ouverts naturels devait être relativement réduite. En effet, les dérochements, intervenus sur des espaces non cultivés, ont perturbé notamment les groupements végétaux liés aux dalles et mis à nu des sols squelettiques ; puis les apports de terre et les mises en cultures ont créé un substrat plus riche. Une fois les cultures abandonnées, ce substrat peut favoriser une dynamique de boisement que l'état initial n'aurait pas autorisé. Par ailleurs, la collecte de l'eau, vitale sur un plateau karstique, a obligé à des aménagements dont la fonctionnalité est encore visible (Rouvière 2008), et qui continuent à favoriser certaines espèces aquatiques.



Figure 9 – Dans les Gras, un mas au milieu des bandes de terre cultivées entre des murets de pierres sèches.

Figure 9 – In the Gras, a mas (house of farm) in the middle of cultivated plots separated by dry-stone walls.

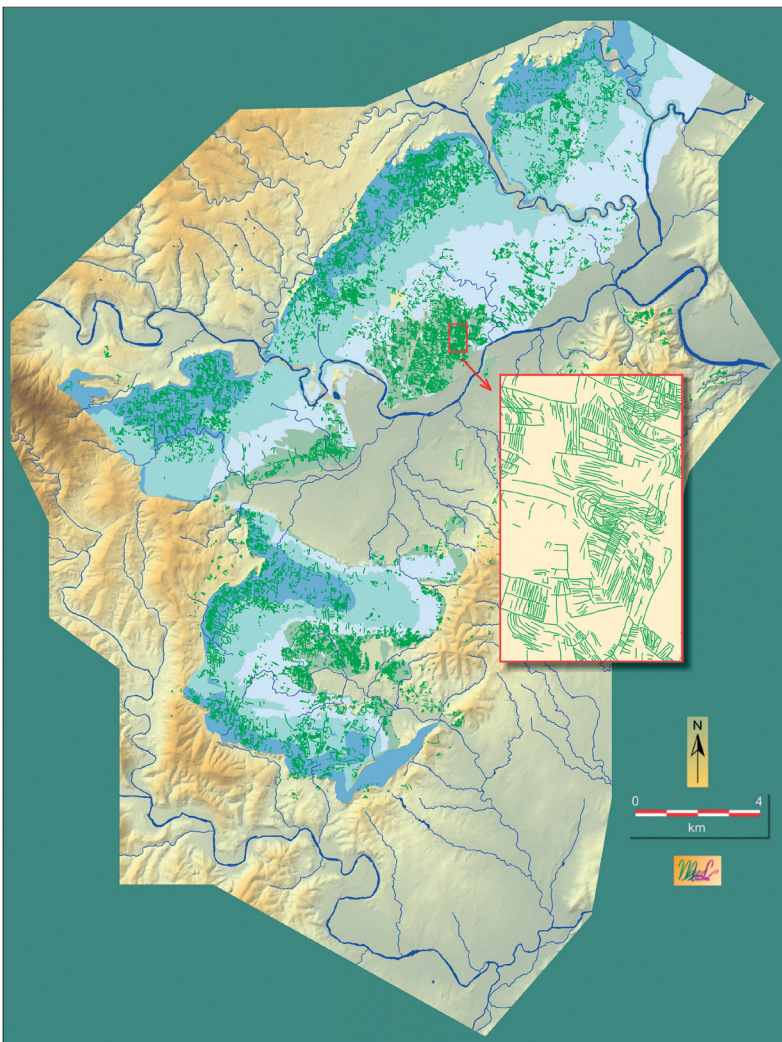


Figure 10 – Répartition des murets de pierres sèches sur l'ensemble du site.
Figure 10 – Distribution of dry-stone walls throughout Païolive.

Loin d'être le témoin d'une nécessité de survie pour une population devenue nombreuse et pauvre, cette colonisation des Gras est au contraire le fait d'une économie florissante, fondée sur la viticulture et la sériciculture, qui disposait de liquidités à investir et bénéficiait, au plan technique, de l'usage de barres en acier et de la poudre. À la suite des crises de la pébrine en 1850 et du phylloxéra en 1870, les grandes propriétés avec nombreux salariés n'étaient plus viables, notamment sur les plateaux calcaires. Elles ont été morcelées et vendues. Localement, de petits propriétaires ont repris des dérochements. Ici et là, des vignes abandonnées ont été remises en état, tandis que les élevages (bovins, caprins, ovins) ont fortement régressé, en raison notamment de l'apparition d'engrais industriels concurrençant l'usage du fumier.

Le xx^e siècle a été marqué par une diminution des populations, d'abord du fait de la Première Guerre mondiale, puis en lien avec la déprise agricole qui a suivi la Seconde Guerre mondiale, sans oublier les effets de la dépression de 1929. Les années 1960-1970 ont été caractérisées par une émigration provoquant une véritable rupture démographique et la propagation d'une psychose d'abandon dans toute l'Ardèche méridionale. Cette évolution a été favorable au redéploiement de la forêt, qui a sans doute été renforcé par l'accroissement de la teneur de l'atmosphère en dioxyde de carbone (Quézel & Médail 2003). Néanmoins, l'extension de la chênaie pubescente se fait de façon très hétérogène, selon que la zone est plus ou moins proche du méga-lapiaz boisé et que le substrat est plus ou moins favorable (figure 11).

La mosaïque écologique actuelle du site de Païolive est ainsi le résultat d'une histoire influencée par les activités humaines : depuis le Néolithique, elles ont fait varier l'étendue relative des milieux ouverts – naturels, pâturés ou cultivés – et des milieux boisés. La question se pose donc de savoir si certains écosystèmes ont existé de façon continue depuis l'Holocène.

En ce qui concerne les pelouses, la présence de *Gagea lacaitae* A. Terracc., 1904 et *Gagea luberonensis* J.-M. Tison, 1998, témoignerait d'une continuité effective. La première existe dans quatre stations (Descoings 1986 ; Kessler & Bianchin 2011), la seconde dans une seule (Aurousseau 2008 ; observation en 2006 de J.-L. Rivière in Kessler & Bianchin 2011). Ces stations sont assez proches les unes des autres, dans une zone qui a probablement subi longtemps un fort pâturage. Le

caractère relictuel des deux espèces est vraisemblable, car elles se multiplient uniquement par bulbilles, et ont de ce fait des capacités de dispersion très limitées. En outre l'unique population de *G. luberonensis*, qui occupe une dizaine d'hectares, est représentée par un morphotype propre à Païolive (J.-M. Tison, communications personnelles).

La chênaie pubescente s'est vraisemblablement maintenue dans le méga-lapiaz (Vallauri & Baret 2008). La superposition de différents droits de propriété jusqu'à la fin de l'Ancien Régime, puis l'établissement du droit de propriété contemporain, ont certainement contribué au maintien du couvert forestier. L'existence de nombreux propriétaires, depuis le XIX^e siècle, n'a pas permis une exploitation coordonnée, mais des coupes ont eu lieu depuis longtemps dans des zones accessibles. L'ancienneté des boisements n'est évidemment pas uniforme. Une étude sur la naturalité des forêts méditerranéennes anciennes, utilisant une batterie complexe de descripteurs, a en effet montré que, dans son étendue actuelle, si le bois comporte des parties anciennes ayant un degré de naturalité particulièrement élevé, d'autres correspondent à des reconquêtes plus ou moins récentes ; c'est par exemple le cas de la zone de Fontgraze, boisée sur la carte de Cassini, déboisée vers 1850, d'après la carte d'État-major de l'époque, et de nouveau boisée aujourd'hui (Rossi *et al.* 2013). Quoiqu'il en soit, le couvert forestier n'a jamais totalement disparu, à la différence de celui des plateaux situés au nord des gorges de la Ligne, où les boisements anciens, qui avaient le statut de bois communaux, ont été exploités en totalité par les villageois.

La présence d'une importante population de la Cétoine bleue *Eupotosia mirifica* (Mulsant 1842), un coléoptère saproxylique (figure 12 A), fournit un argument particulièrement solide en faveur de la continuité du milieu forestier depuis l'Holocène. C'est une espèce sténoèce ultrasensible, bioindicatrice de la chênaie thermophile méditerranéenne et subméditerranéenne avec continuité locale de la forêt depuis des millénaires (Aberlenc 2016). Cette espèce, endémique du hotspot méditerranéen, existe actuellement dans des stations isolées, depuis le Liban et la Syrie à l'est, jusqu'à l'Espagne à l'ouest. Elle s'est éteinte en Italie au cours du dernier tiers du XX^e et des premières années du XXI^e siècle, et il n'y a pas eu à notre connaissance d'observations récentes en Albanie, en Bosnie et en Serbie. En France, une population au nord de Montpellier s'est éteinte au cours de la décennie 1990, et il n'y a aucune

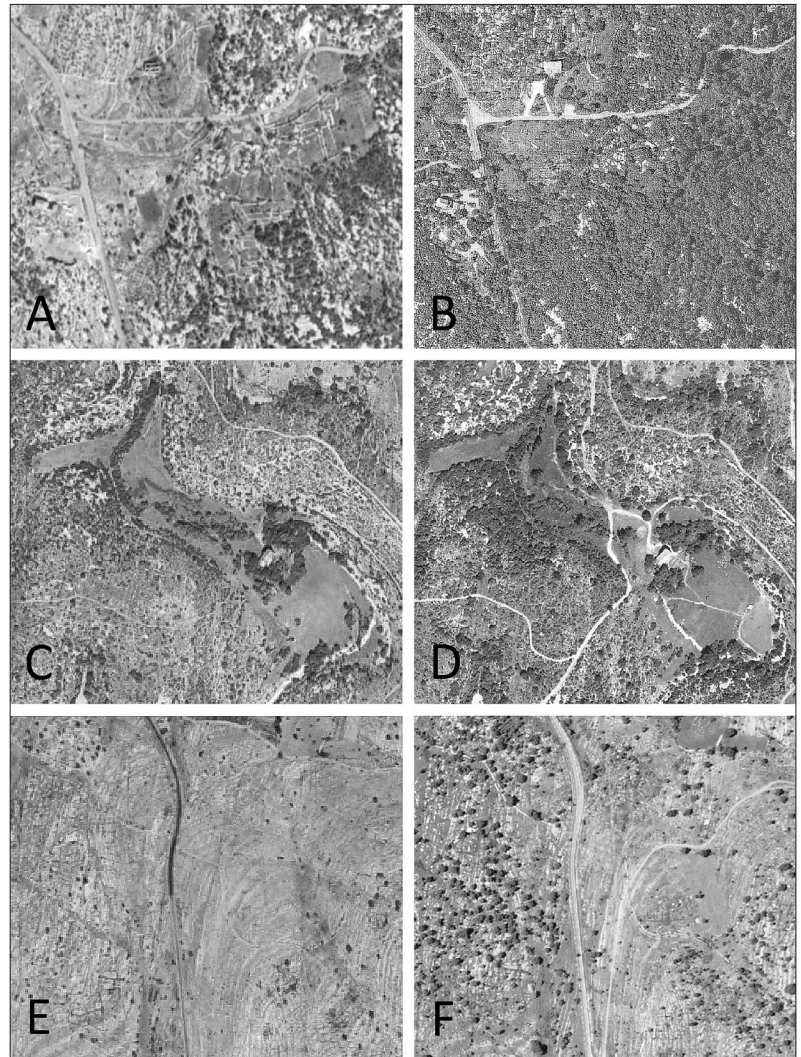


Figure 11 – Dynamique des formations boisées sur les Gras au cours de la deuxième moitié du XX^e siècle.
Photographies aériennes de 1949 (à gauche) et 2002 (à droite).
A-B : zone proche du méga-lapiaz boisé, montrant une extension importante du couvert forestier.
C-D et E-F : faible extension dans des zones plus éloignées et sur des substrats peu favorables.

Figure 11 – Forest dynamics in the Gras since the middle of the 20th Century.
1949 (left) and 2002 (right) air photos.
A-B: Important development of forest near the wooded mega-lapias.
C-D and E-F: Limited development in more distant zones and on unfavorable substratum.

confirmation récente de présence dans l'Aude et dans le Gard (sauf au nord-est, dans la partie gardoise de Païolive). Cette espèce est donc en régression, en raison principalement de ses exigences écologiques élevées. Contrairement à d'autres cétoines saproxyliques (Aberlenc 2016), elle l'est aussi en raison de sa faible capacité de dispersion à travers les milieux ouverts, les habitats favorables se trouvant de plus en plus isolés et réduits. *Eupotosia mirifica* s'est sans doute maintenue, au cours des périodes glaciaires, dans certains des refuges des chênaies (peut-être en Espagne et au Liban). Elle

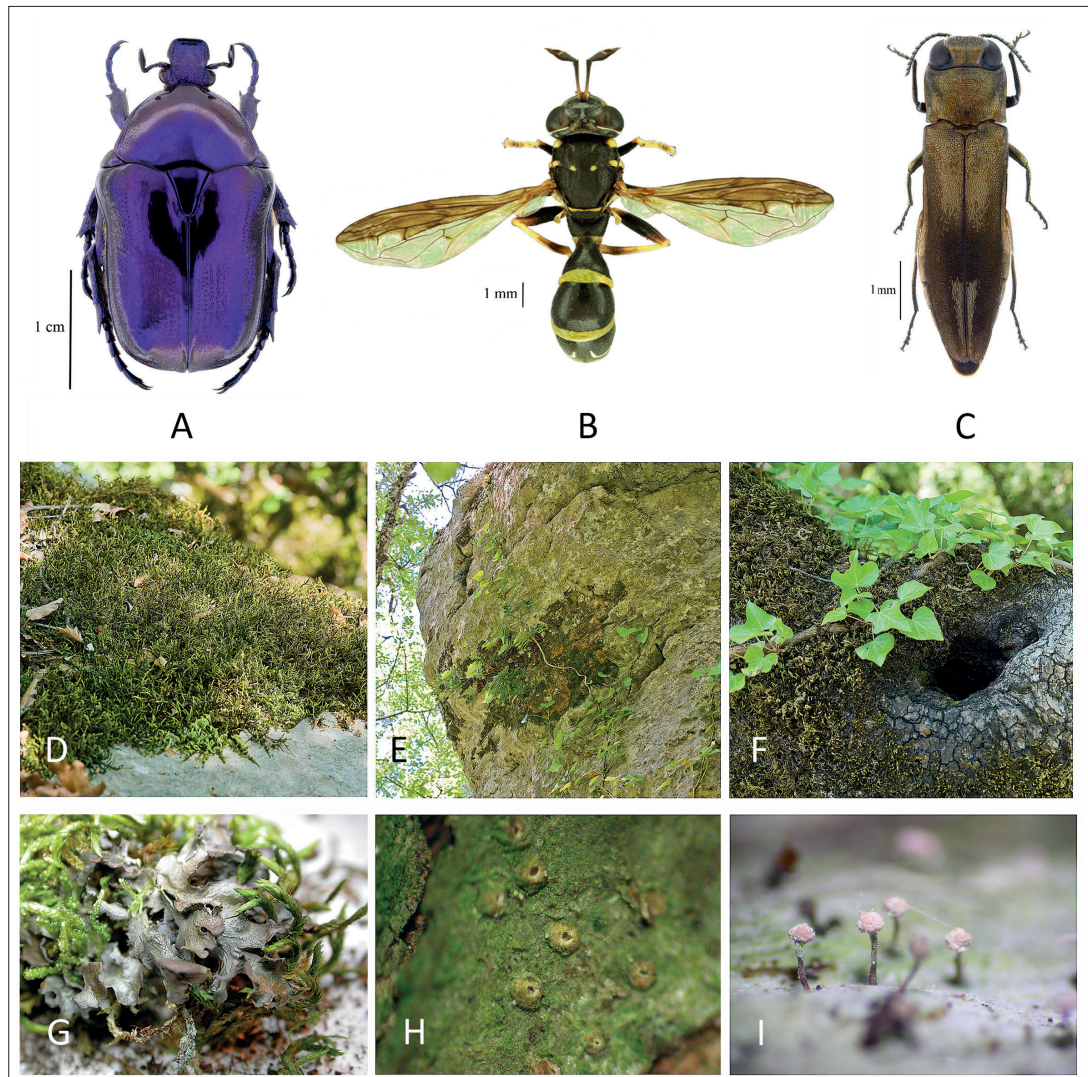


Figure 12 – Espèces indicatrices d’une longue continuité forestière.

Figure 12 – Species indicating a long forest continuity

A : *Eupotosia mirifica*. B : *Sphiximorpha binominata*. C : *Agrilus hastulifer*.
 D : *Antitrichia californica*. E : *Scorpiurium sendtneri*. F : *Zygodon forsteri*.
 G : *Leptogium hibernicum*. H : *Ramonia subsphaeroides* (Tav.) Vězda.
 I : *Sclerophora peronella* (Ach.) Tibell, 1984.

a dû suivre l’extension des boisements après la dernière glaciation. Elle n’a pu ensuite se maintenir que dans des forêts où le cycle sylvogénétique n’a cessé de produire des arbres âgés où peuvent se former des cavités propices à ses larves (Aberlenc *et al.* 2003 ; Tassi *et al.* 2004 ; Aberlenc 2006 ; Montreuil *et al.* 2010). D’autres espèces comme le diptère Sirphidae *Sphiximorpha binominata* (Verrall 1901) ou le coléoptère Buprestidae *Agrilus hastulifer* Ratzeburg, 1839 (figure 12 B, C), témoignent de même de l’ancienneté de l’état boisé, ou du moins de sa maturité, c’est-à-dire d’une longue évolution sans impact humain significatif. La présence de l’araignée probablement corticole *Bassaniana versicolor baudueri* (Simon, 1932), trouvée seulement dans quelques forêts

anciennes du sud-ouest de la France (Déjean & Ledoux 2011), est sans doute aussi l’indice d’une longue continuité de l’état boisé.

Parmi les lichens, 32 espèces qui sont fortement indicatrices de longue continuité forestière (selon Bricaud 2010) ont été trouvées, notamment dans des zones boisées représentées sur la carte de Cassini (Bauvet 2011c). Quatre bryophytes, *Antitrichia californica* Sull. ex Lesq., 1865, *Neckera besseri* (Lobarz.) Jur., 1860, *Scorpiurium sendtneri* (Schimp.) M. Fleisch., 1920, et *Zygodon forsteri* (Dicks.) Mitt., 1851 sont également caractéristiques de forêts à longue continuité, voire de forêts reliques installées sur karst (Hugonnot & Roland 2008). La figure 12 illustre quelques-unes de ces espèces.

La biodiversité actuelle

La diversité écologique à différentes échelles

L'homogénéité apparente du méga-lapiaz résulte de l'association des rochers et d'un peuplement forestier dominé principalement par *Quercus pubescens* et secondairement par *Quercus ilex* en contexte xérophile (figure 13). Le sous-étage est composé principalement d'arbustes méditerranéens : *Buxus sempervirens* L., 1753, *Rhamnus alaternus* L., 1753, *Phillyrea latifolia* L., 1753, *Pistacia terebinthus* L., 1753 et *Acer monspessulanum* L., 1753. Cette uniformité est rompue de place en place par des dolines où la strate herbacée est nettement plus riche en espèces que le sous-bois. Dans les zones de rochers, une forte hétérogénéité écologique s'exprime sur de très courtes distances. À une première échelle, les surfaces sommitales dénudées (figure 13 C) s'opposent en effet aux rues profondes (figure 13 D, E). À une seconde échelle, du sommet à la base des rochers, les différentes surfaces, en fonction de leur inclinaison et de leur orientation, créent une mosaïque de micro-habitats extrêmement contrastés, notamment du point de vue de l'éclairage et de l'écoulement des eaux de pluie. Les éboulis non stabilisés constituent également un environnement très particulier, rare à Païolive. À chaque micro-habitat correspondent des assemblages spécialisés de lichens et de bryophytes. Les diaclases, en fonction de leur ouverture, de leur profondeur et de leur remplissage en matières organiques, offrent aussi des micro-habitats diversifiés.

Les chênes, souvent curieusement tortueux, s'imbriquent dans les rochers et parfois s'y soudent par des calcs (figure 14). Selon leur âge, leur architecture, leur localisation vis-à-vis de la lumière, ils offrent une grande diversité de micro-habitats, occupés par des groupements lichéniques et bryophytiques spécialisés (Bauvet 2008 ; Hugonnot & Roland 2008). Les cavités qui se forment naturellement dans les troncs, à la suite de blessures ou du creusement de nids par des pics, constituent des micro-habitats d'une importance majeure pour nombre d'espèces saproxyliques, comme la Cétoine bleue *Eupostasia mirifica* ou le Pique-prune *Osmoderma eremita* (Scopoli 1763) (figure 15 A, B, C). Un phénomène résultant de l'imbrication intime des chênes avec les rochers contribue



Figure 13 – Le méga-lapiaz. A : vue aérienne. B : rochers ruiniformes. C : surface sommitale. D et E : rues.

Figure 13 – The mega-lapies. A: Air view. B: Ruiniform rocks. C: Upper surface. D and E: Streets.



Figure 14 – Chênes dans le méga-lapiaz. A : imbrication dans les rochers. B : coalescence entre chêne et rocher. C : port tortueux.

Figure 14 – Oaks in the mega-lapies. A : imbrication of trees and rocks. B : coalescence between an oak and a rock. C : tortuous form.

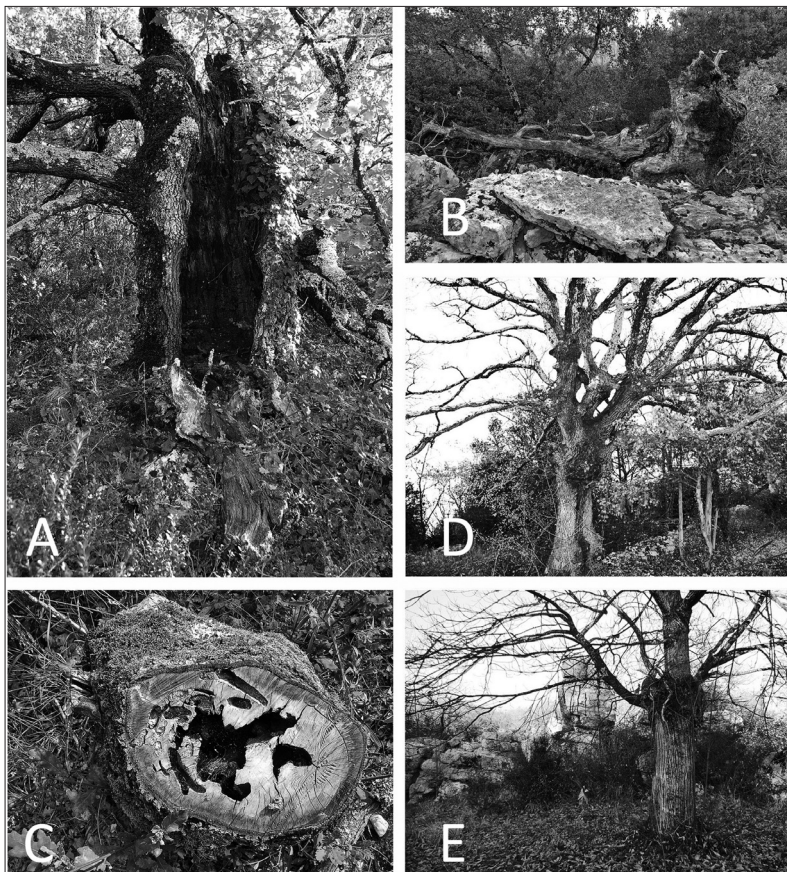


Figure 15 – Arbres à cavités propices aux espèces saproxyliques.
A : grande cavité ouverte dans un chêne.
B : chêne écroulé où ont été observés en 2015 des signes de présence du Pique-Prune *Osmoderma eremita*.
C : petite cavité à très discrète ouverture sur l'extérieur.
D : vieux chêne têtard. **E :** châtaignier sur sol acide.

Figure 15 – Trees with cavities favorable for saproxylic species.
A : Large, opened cavity in an oak.
B : Crumbled oak were presence indices of *Osmoderma eremita* were observed in 2015.
C : Small cavity with an hardly detectable opening.
D : Old oak of which branches were regularly cut (Chêne têtard).
E : Chestnut tree on acid soil.

au maintien de certaines espèces : de fortes quantités de litière peuvent en effet s'accumuler dans des diaclases au point de permettre le développement des larves de quelques cétoines, dont *Eupotosia mirifica*. Des cavités se sont également formées dans des chênes qui étaient traités en « têtards » : la coupe de la partie supérieure du tronc provoquait la formation de nombreux rameaux qui étaient périodiquement coupés, avec leurs feuilles, pour la nourriture du bétail (figure 15 D). Ce traitement, en rendant les arbres plus sensibles à des blessures, a contribué au maintien des populations de diverses espèces saproxyliques. Autres témoins d'activités rurales, des châtaigniers, qui peuvent héberger des espèces différentes de celles qu'accueillent les chênes, ont été plantés sur des sols décalcifiés ou formés sur des restes d'alluvions cristallines (figure 15 E).

Les Gras sont parcourus par les talwegs d'un réseau hydrographique formé de cours d'eau en grande partie intermittents (figure 16 A). Des milieux aquatiques peuvent subsister, alimentés par le ruissellement et les résurgences du système karstique (figure 16 B) ; ils jouent un rôle essentiel dans le maintien de nombreuses espèces végétales et animales, notamment des amphibiens. Le ruisseau de Bourbouillet, par exemple, est l'un des rares cours d'eau intermittents méditerranéens en France dans le lit mineur duquel se reproduit *Pelobates cultripes* (Cuvier 1829), espèce en régression en Europe, dont la présence dans le site de Païolive a été confirmée assez récemment (Cocâtre 2008). C'est en même temps le seul site connu dans l'ensemble de son aire de

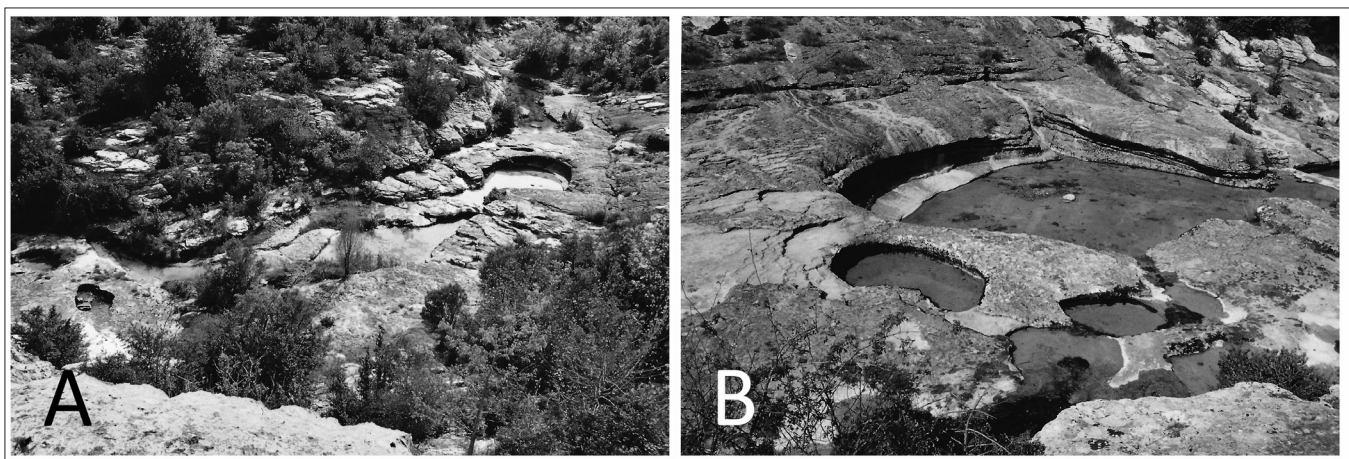


Figure 16 – A : vallée d'un cours d'eau temporaire. **B :** mares subsistant dans des « marmites ».
Figure 16 – A : Valley of a temporary stream. **B :** Long-lasting pools, in marmites.

répartition ibéro-française où ont été signalés une reproduction et un développement larvaire de type trimodal : automne – printemps – été (Duguet, en préparation).

Les Gras constituent une mosaïque écologique particulièrement complexe, avec des dalles dénudées, des pelouses, des garrigues et des formations préforestières (figure 17). La distribution spatiale de ces végétations et leurs dynamiques dépendent à la fois du substrat géologique, en particulier selon qu'il s'agit de calcaire dur ou de calcaire marneux, et des usages passés, pâturage ou déforestation. Certains espaces, notamment des dolines, sont encore utilisés aujourd'hui pour le pâturage et pour des cultures, principalement de céréales et d'oliviers.

Sur calcaire dur à forte karstification, les chênes s'insinuent dans les diaclases et forment rapidement une canopée limitant le développement de pelouses pionnières et d'ourlets. En revanche, les pelouses vivaces sont assez répandues sur les dalles calcaires ; elles appartiennent au *Sedion micrantho-sediformis* Rivas-Martínez, Sánchez-Gómez & Alcaraz in Sánchez-Gómez & Alcaraz, 1993, alliance caractérisée par la présence de *Sedum ochroleucum* Chaix, 1785 et *S. sediforme* (Jacq.) Pau, 1909. De plus rares groupements, avec *Vulpia ciliata* Dumort., 1824, *Medicago monspeliaca* (L.) Trautv., 1841 et *Bombicylaena erecta* (L.) Smolian., 1955, font partie du *Trachynion distachyae* Rivas-Martínez ex Rivas-Martínez, Fern.-Gonz. & Loidi, 1999 ; ils forment souvent de fines mosaïques. Sous une faible pression de pâturage, *Brachypodium retusum* (Pers.) P. Beauv., 1812, et *Bromopsis erecta* (Huds.) Fourr., 1869, composantes du *Phlomido lychnitidis-Brachypodium retusi* G.Mateo, 1983, deviennent dominantes. Sur des sols squelettiques argileux, les garrigues ouvertes (*Rosmarinion officinalis* Braun.-Blanq. ex Molinier 1934), dominées par des pieds de *Thymus vulgaris* L., 1753, laissent une proportion considérable de sol nu ou pierreux entre les buissons. Elles hébergent une grande diversité de plantes méditerranéennes et de groupements terricoles de lichens et de bryophytes. Dans ces formations ouvertes, des trouées peuvent être créées soit par des sécheresses exceptionnelles avec mort des vivaces, soit par l'action de sangliers ou de lapins ; des communautés de plantes annuelles s'y installent alors.

Dans les parties temporairement submergées des cours d'eau temporaires, il existe une

grande diversité de communautés végétales. Par endroits, on rencontre une communauté qui supporte une période prolongée de submersion, caractérisée par la présence de *Veronica anagalloides* Guss., 1826, *Sisymbrella aspera* (L.) Spach, 1838 et *Lythrum hyssopifolia* L., 1753. Plus loin, sur des substrats moins longuement inondés, s'étend une végétation permanente à *Deschampsia media* (Gouan) Roem. & Schult., 1817, accompagnée de tondures annuelles hygrophiles à *Juncus bufonius* L., 1753 et *Juncus capitatus* Weigel, 1772.

Dans les canyons (figure 18), les biotopes associés aux falaises varient en fonction de l'éclairement et de la morphologie du substrat (surplombs, replats, fentes...), avec des contraintes environnementales fortes, en particulier une



Figure 17 – Les Gras.

A : paysage ouvert associant différents stades dynamiques.
 B : pelouse pionnière. C : ourlet à *Brachypodium rupestre* (Host) Roem. & Schult., 1817 et *Bromopsis erecta* (Huds.) Fourr., 1869, sur sol profond, dernier stade herbacé avant le développement de la chênaie pubescente. D : garrigue ouverte à *Thymus vulgaris* L., 1753, sur sol squelettique argileux. E : vallée du Granzon.

Figure 17 – Les Gras.

A: Open landscape with various dynamic stages.
 B: Pioneer grassland. C: Ultimate stage before the development of *Quercus pubescens* woods, with *Brachypodium rupestre* and *Bromopsis erecta*. D: Scrubland with *Thymus vulgaris*.
 E: Valley of the Granzon river.



Figure 18 – Les canyons.

- A : méandre avec ripisylves et plages. B : falaise.
 C : zone de sable, fortement piétinée.
 D : langue de galets dans un secteur à cours rapide.

Figure 18 – Canyons.

- A: Meander with riparian woodlands and beaches. B: Cliff.
 C: Sand area, heavily trampled. D: Pebbles in a rapid flow zone.

sécheresse extrême sur les parois les plus éclairées. Les bryophytes y forment des groupements d'espèces xérophiles, telles que *Schistidium helveticum* (Schkuhr) Deguchi, 1979 ou *Grimmia tergestina* Tonn. ex Bruch & Schimp., 1845. La flore vasculaire comprend des espèces thermophiles, dont certaines sont très rares, comme *Brachypodium stacei* Catalán, Joch. Müll., L.A.J. Mur & T. Langdon, 2012 ou *Allosorus acrosticus* (Balb.) Christenh., 2012. À la base des parois, dans des habitats moyennement humides, faiblement éclairés, avec des écarts thermiques réduits, conditions qui limitent le développement des peuplements bryophytiques, on rencontre certains lichens sciaphiles comme *Encephalographa elisae* A. Massal, 1855 et *Lithothelium tri-septatum* (Nyl.) Aptroot, 1991.

Les biotopes associés aux rivières changent depuis le lit majeur jusqu'aux dépôts sédimentaires les plus distants et les plus élevés. Leur présence, leur répartition et leur importance relative varient d'un cours d'eau à l'autre : les vallées du Granzon, du Chassezac, de la Baume, de la Ligne et de l'Ardèche dans les Défilés de Ruoms sont toutes différentes. Parmi les forêts alluviales, trois formations peuvent être distinguées : 1) des groupements relictuels, sur alluvions régulièrement inondées, à *Salix alba* L., 1753 et à *Carex acutiformis* Ehrh., 1789 (*Salicion albae* Soó, 1930) ; 2) des restes de forêts à *Populus alba* L., 1753 dans certaines parties de la vallée du Chassezac périodiquement inondées et à nappe phréatique proche ; 3) sur les plus hautes terrasses, des boisements à *Populus nigra* L., 1753 et à *Buxus sempervirens*, où *Lilium martagon* L., 1753 révèle un phénomène de descente depuis les montagnes de l'amont. Sur les substrats instables à sables et graviers, le groupement méditerranéen à *Saponaria officinalis* L., 1753 et à *Scrophularia canina* L., 1753 (*Glaucion flavi* Braun.-Blanq. ex Tchou, 1948) est bien représenté le long du Chassezac. Les alluvions contiennent par endroits des galets siliceux provenant des versants cévenols ; des groupements bryophytiques strictement acidiphiles y sont associés et côtoient des groupements basophiles présents sur les galets calcaires (Hugonnot & Roland, 2008). Les communautés de mousses édificatrices de tuf sont diverses. À la base des falaises calcaires, dans les zones à suintement, l'association *Eucladietum verticillati* Allorge, 1921, accompagnée de la fougère *Adiantum capillus-veneris* L., 1753, est assez fréquente. En revanche, l'association dominée par *Palustrionella commutata* (Hedw.) Ochyra 1989 (*Pellion endiviifoliae* Bardat in Bardat et al. 2004 prov.), liée aux emplacements où l'eau arrive en quantité assez importante de façon permanente, est très rare le long du Chassezac. Les alluvions, en fonction de leur composition, et la base des falaises hébergent aussi des groupements spécialisés de lichens.

L'endokarst, qui a fait l'objet d'un inventaire spéléologique détaillé (Chabaud 2016), présente une large palette de biotopes (Aberlenc 2016). Les eaux souterraines, libres ou interstitielles, hébergent des espèces stygobies (figure 19 A). Les biotopes terrestres s'échelonnent depuis l'entrée des grottes, lumineuses, ventilées et souvent assez sèches (figure 19 B), jusqu'aux zones obscures, humides et sans courants d'air (figure 19 C).

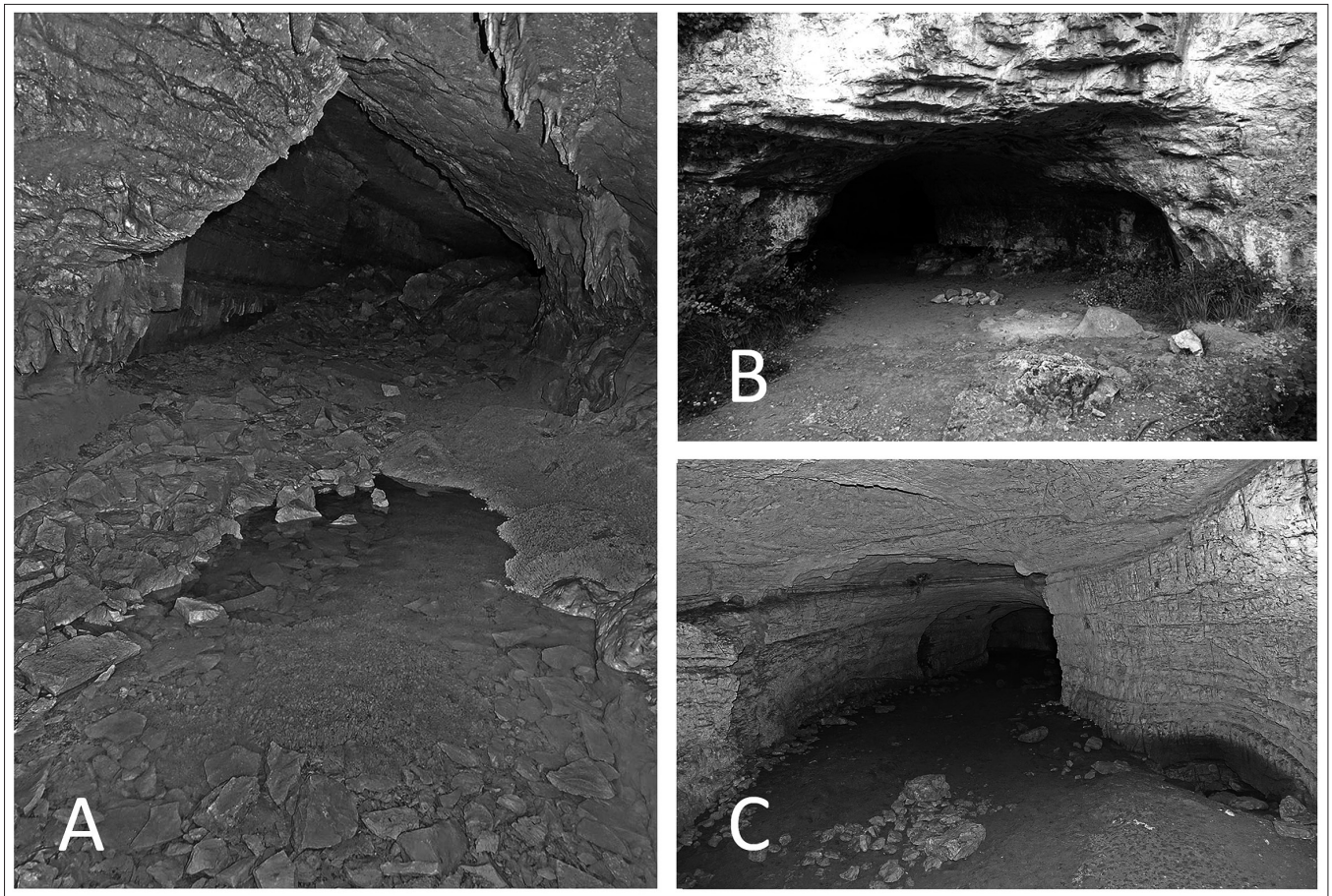


Figure 19 – Habitats souterrains.

A : biotope aquatique où l'on peut trouver des Crustacés stygobies du genre *Niphargus* (grotte du Pêcher).

B : entrée de grotte fréquentée par des chauves-souris (grotte de Baume-Grenas).

C : intérieur de la grotte de Baume-Grenas, qui est d'une richesse exceptionnelle en arthropodes cavernicoles.

Figure 19 – Subterranean habitats.

A: Pools where stygobiont species can be found, as *Niphargus* Crustaceans (Pêcher cave).

B: Entrance of a cave where bats can be observed (Baume-Grenas cave).

C: In the deep interior of the Baume-Grenas cave, there is an exceptionally rich community of cave-dwelling arthropods.

Les milieux souterrains *sensu stricto* abritent des espèces guanophiles (dans le guano des rares grottes où subsistent des colonies importantes de chauves-souris), des espèces troglaxènes (dont une partie du cycle vital se déroule obligatoirement à l'extérieur), des espèces troglaphiles (dont le cycle vital peut se dérouler soit entièrement dans le milieu souterrain soit entièrement à l'extérieur) et des espèces troglobies (strictement inféodées au milieu souterrain, aveugles et dépigmentées). Des mouvements de faune, s'effectuant notamment en fonction des variations d'humidité, établissent des relations complexes entre le milieu souterrain profond, le milieu souterrain superficiel et les sols qui abritent une riche faune émiédaphique et euédaphique (espèces endogées aveugles et dépigmentées) (Aberlenc 2016).

La diversité spécifique : état d'avancement de l'inventaire

Le tableau 1 présente l'état d'avancement de l'inventaire taxonomique général au 30 novembre 2016. Plus de 4 500 taxa ont été actuellement identifiés, le plus souvent à l'espèce, parfois seulement au niveau du genre. Cependant, plusieurs groupes n'ont pu encore être pris en considération, comme les nématodes, les tardigrades ou les annélides. Pour d'autres taxa, les données acquises ne constituent encore qu'un embryon d'inventaire. La richesse en micro-algues est vraisemblablement nettement plus élevée que ne l'indiquent les premiers résultats, obtenus lors de prospections de courte durée (Couté & Perrette, résultats non publiés). Chez les fonges, les données acquises ne concernent que les macromycètes au sens strict, les corticiés, notamment, n'ayant

pas été prises en compte dans les premières prospections. Or il s'agit d'un groupe particulièrement diversifié dans les chênaies méditerranéennes (Richard *et al.* 2005, 2011) ; de fait, des données de séquençage de l'ADN dans des sols de Païolive indiquent d'ores et déjà que deux groupes de corticiés, les Thelephoraceae (avec 20 espèces moléculaires pour le seul genre *Tomentella*) et les Sebacinaceae, seraient dominantes en abondance et en diversité (Vogt-Schilb 2014). Chez les insectes (dont les échantillons obtenus depuis 2004, notamment avec des pièges Malaise, sont loin d'être entièrement exploités), les données sont préliminaires pour la plupart des ordres (Aberlenc & Lentenois 2003, Aberlenc 2008, 2011). Chez les diptères, par exemple, on peut s'attendre à trouver de 2 000 à 3 000 espèces. Même pour certains groupes qui ont fait l'objet d'un effort d'échantillonnage particulièrement intense, comme les lichens ou les bryophytes, l'inventaire ne peut être considéré comme achevé (Bauvet 2011c ; Hugonnot *et al.* 2012). D'ores et déjà, chez les lichens, les bryophytes et les insectes, d'assez nombreuses espèces rares en France ont été découvertes,

comme les lichens *Gyalecta crozalsii* B. de Lesd., 1909, *Caloplaca lucifuga* G. Thor, 1988 et *Leptogium coralloideum* (Meyen et Flot.) Vain., 1921, la mousse *Zygodon forsteri*, bien représentée à Païolive, alors qu'elle est en grande raréfaction à l'échelle de l'Europe de l'ouest (Adams 1984), ou la cigale *Dimissalna dimissa* (Hagen, 1856), connue antérieurement depuis la rive occidentale de la mer Caspienne jusqu'en Slovénie, et découverte en 1985 à Païolive et près de Vallon-Pont-d'Arc, puis dans le Var (Gurcel 2011 ; Puissant & Sueur 2011 ; Puissant 2012) et le Gard. La mousse *Mannia californica* (Gottsche) L.C. Wheeler 1934 est même nouvelle pour l'Europe, car elle n'était connue que d'Amérique du nord. Des prospections récentes en milieu souterrain (2015) ont permis de trouver pour la première fois en France *Dinotrema cavernicola* Perris-Felipo, 2014 (Hymenoptera, Braconidae), probablement parasitoïde de Phoridae et d'Heleomyzidae (Diptera) troglodytes (Peris-Felipo & Aberlenc 2016). D'autres espèces d'insectes nouvelles pour la science ont été découvertes, parmi les hyménoptères et les diptères, dont plusieurs sont en cours de description.

Tableau 1 – Inventaire taxonomique général du site de Païolive.

* : commencé ; ** : avancé ; *** : quasiment achevé. N : nombre de taxa identifiés.

Table 1 – Païolive all taxa inventory. *: started; **: on-going; *: almost finished. N: number of identified taxa.**

Groupe taxonomique	N	Groupe taxonomique	N	Groupe taxonomique	N
Cyanophyta*	23	Diplura*	1	Hymenoptera Symphyta*	1
Rhodophyta*	3	Ephemeroptera*	2	Hymenoptera Parasitica*	50
Chlorophyta*	54	Odonata**	47	Hymenoptera Aculeata*	68
Euglenophyta*	3	Phasmida**	1	Trichoptera*	1
Heterokontophyta*	25	Orthoptera**	54	Lepidoptera Hesperoidea & Papilionoidea***	112
Dinophyta*	4	Dictyoptera Blattodea*	5	Lepidoptera Geometridae**	175
Charophyta*	1	Dictyoptera Mantodea**	4	Lepidoptera Noctuidae**	197
Fungi*	172	Dermoptera*	3	Lepidoptera, autres familles*	246
Lichens**	402	Hemiptera Sternorhyncha*	4	Diptera*	92
Bryophyta** & Marchantiophyta**	304	Hemiptera Clypeorhyncha*	6	Agnatha***	1
Tracheophyta**	1224	Hemiptera Heteroptera*	12	Teleostei***	25
Mollusca*	84	Psocoptera*	1	Amphibia***	10
Arachnida Opiliones*	2	Coleoptera Adephaga*	92	Reptilia***	15
Arachnida Pseudoscorpiones*	6	Coleoptera Polyphaga Staphylinidae*	89	Aves***	165
Arachnida Scorpiones*	1	Coleoptera Polyphaga Scarabaeidae**	19	Carnivora***	9
Arachnida Araneae**	207	Coleoptera Polyphaga Cetoniidae***	16	Artiodactyla***	3
Arachnida Acari*	4	Coleoptera Polyphaga Buprestidae**	42	Chiroptera***	25
Diplopoda**	19	Coleoptera Polyphaga Chrysomelidae**	48	Erinaceomorpha***	1
Chilopoda**	20	Coleoptera Polyphaga Cerambycidae**	70	Lagomorpha***	2
Crustacea*	12	Coleoptera Polyphaga, autres familles*	237	Rodentia***	19
Collembola*	46	Neuroptera*	4	Soricomorpha***	4
Protura*	1				

Païolive, un carrefour biogéographique

Du point de vue chorologique, les espèces méditerranéennes et sud-européennes dominent dans la flore vasculaire (39,8 % du total). Cependant, les eurasiatiques (31,1 %) et les européennes (8,5 %) forment un ensemble numériquement équivalent : Païolive se situe clairement entre les domaines méditerranéen et eurasiatique. La présence d'orophytes (27 taxa), de quelques espèces atlantiques (16 taxa) et boréales *sensu lato* (21 taxa) accentue le caractère de carrefour biogéographique du site. Il y a en outre d'assez nombreuses espèces cosmopolites ou à très vaste répartition (94 au total).

La composante méditerranéenne de la flore vasculaire résulte notamment de dispersions post-glaciaires à partir des régions liguro-provençale et ibérique. Des espèces ibériques – que l'on trouve également en Afrique du Nord – atteignent en effet la basse vallée du Rhône, comme le Genêt scorpion (*Genista scorpius* [L.] DC, 1805) (figure 20 A), tandis que des espèces présentes en région provençale (y compris le cas échéant les Alpes méridionales) trouvent leur limite occidentale de répartition à Païolive, telles que *Crocus versicolor* Ker Gawl., 1808,

un orophyte alpien méridional (figure 20 B), ou *Viola jordanii* Hanry, 1853, une espèce européenne méridionale (figure 20 C). Ces deux espèces, relativement abondantes dans le bloc liguro-(delphino)-provençal, ont en France des aires de répartition quasi superposables, bien qu'elles occupent des biotopes distincts. Leur présence à Païolive témoigne donc vraisemblablement d'une histoire biogéographique commune, avec une dispersion vers l'ouest qui s'essouffle en Ardèche méridionale.

Scutellaria alpina L., 1753 (figure 20 D) illustre le cas d'espèces montagnardes, voire subalpines, dont la présence témoigne de conditions climatiques plus froides qui leur furent favorables dans le passé. *Scutellaria alpina* fait partie d'un groupe de taxa pré-alpins observés dans des secteurs voisins de Païolive, qui se maintiennent dans des habitats offrant des conditions microclimatiques favorables (Lagarde 2007). Cette espèce est connue dans les Pyrénées et dans les Alpes ; à l'est du Rhône, la localité la plus proche de l'Ardèche méridionale est le mont Ventoux (Girerd & Roux 2011). Sa présence a été signalée dans la région de Païolive dès le XIX^e siècle, puis au XX^e siècle (Flandin 1880 ; Tallon 1954). D'après les données actuellement disponibles, les populations ardéchoises

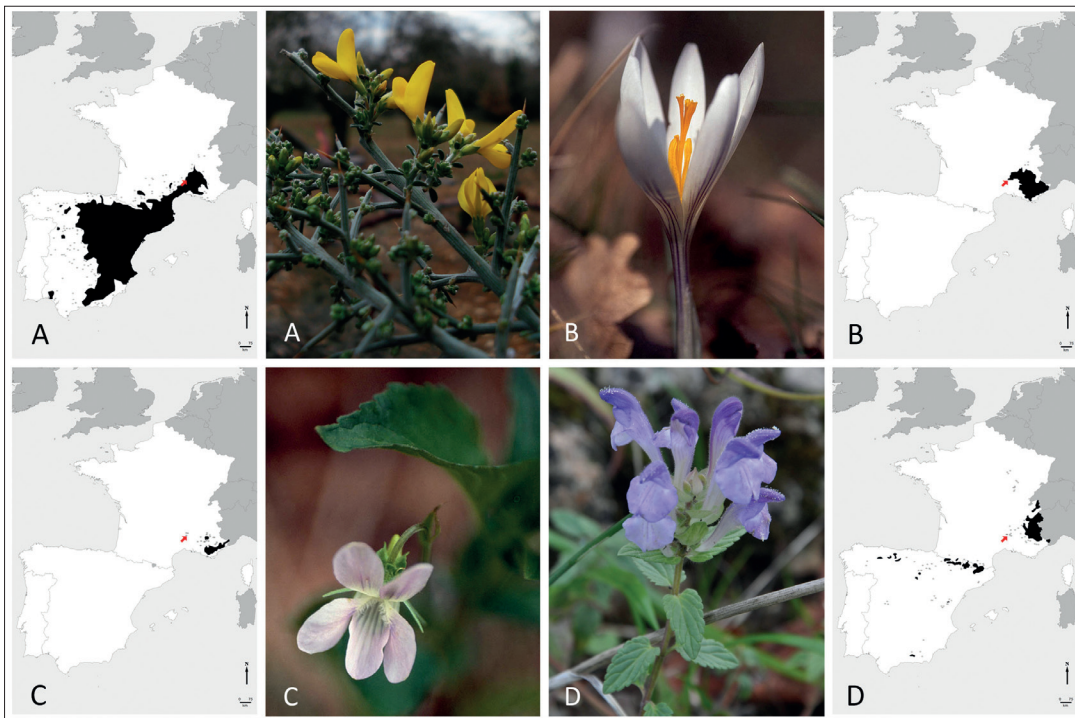


Figure 20 – Distribution en France de *Genista scorpius* (A), de *Crocus versicolor* (B), de *Viola jordanii* (C), de *Scutellaria alpina* (D). Les flèches rouges indiquent la localisation de Païolive.

Figure 20 – Distribution in France of *Genista scorpius* (A), *Crocus versicolor* (B), *Viola jordanii* (C), *Scutellaria alpina* (D). Red arrows indicate the location of Païolive.

se répartissent entre 100 et 600 m d'altitude. Dans le Bois de Païolive, l'espèce vit au milieu d'éboulis en partie stabilisés sur la pente orientée au nord qui domine le Chassezac (N. Blanchin et F. Lagarde, données non publiées). Les conditions climatiques de l'Ardèche méridionale, avec notamment une période de sécheresse estivale marquée, sont différentes de celles des stations pyrénéennes et alpines de l'espèce. On ne peut donc exclure l'hypothèse d'une divergence génétique des populations ardéchoises vis-à-vis des populations montagnardes.

Tandis que des espèces comme *Scutellaria alpina* ont un caractère relictuel et sont particulièrement vulnérables, d'autres sont en cours d'expansion dans la région, comme *Vicia melanops* Sm., 1813, qui atteint actuellement sa limite occidentale dans la zone de Païolive (Munoz 2004). Cette espèce de chorologie méditerranéenne centrale, connue principalement à l'est du Rhône, fut mentionnée en Ardèche méridionale pour les premières fois il y a plus de 40 ans (Breistroffer *et al.* 1974). Un suivi effectué sur le plateau de Païolive montre qu'elle s'est considérablement étendue au fil des années, en dépit d'importantes variations interannuelles d'abondance. L'un des facteurs favorisant son expansion, outre l'abandon de terres cultivées ou pâturées, pourrait être l'augmentation des effets de lisière, à laquelle contribue l'entretien des bordures d'axes routiers : il n'est pas rare d'y observer une dispersion des populations de *Vicia melanops*. À l'image de celle-ci, deux autres espèces sont venues depuis peu enrichir la flore locale : *Chaerophyllum nodosum* (L.) Crantz, 1767 (observation d'Y. Chaignon in Kessler & Bianchin 2011) et *Vicia johannis* Tamamsch., 1954 (J.-H. Leprince, donnée inédite).

La composition spécifique de la plupart des autres groupes, chez les végétaux et les animaux, démontre aussi la complexité chorologique du site. Chez les bryophytes, par exemple, les espèces circumboréales sont nettement plus nombreuses parmi les hépatiques (e.g. *Trilophozia quinquedentata* [Huds.] Bakalin, 2005, *Lejeunea cavifolia* [Ehrh.] Lindb., 1871, *Plagiochila porelloides* [Torr. ex Nees] Lindenb., 1840), tandis que les bryophytes au sens strict manifestent un caractère nettement plus méditerranéen, en particulier chez les espèces xérophiles des pelouses semi-arides et des garrigues, comme *Aschisma carniolicum* (F. Weber & D. Mohr) Lindb., 1878, *Cheilothela chloropus* (Brid.) Broth., 1901 ou *Crossidium squamiferum*

(Viv.) Jur., 1882. Des espèces à affinités atlantiques, boréales et centro-européennes se trouvent à la marge de leur distribution à Païolive ; par exemple, *Mannia triandra* (Scop.) Grolle, 1975 est une espèce centro-européenne en limite d'aire vers le sud-ouest, tandis que *Porella obtusata* (Taylor) Trecis., 1877 est une espèce océanique sud-tempérée qui ne se rencontre pas au-delà de Païolive vers le nord-est. Par ailleurs, les taxa à affinités montagnardes, avec plus de 50 espèces, sont étonnamment bien représentés d'une part dans les boisements du méga-lapiaz, d'autre part sur les pans de hautes falaises exposées au nord. (e.g. *Plagiopus oederianus* [Sw.] H.A. Crum & L.E. Anderson, 1981 et *Neckera beseri* [Lobartz.] Jur., 1860).

La flore lichénique, outre des espèces à très large distribution, comprend des espèces méditerranéennes (e.g. *Paracollemma italicum* [B. de Lesd.] Otálora, P. M. Jørg. & Wedin, 2014, *Leptogium coralloideum* [Meyen et Flot.] Vain., 1915, *Strigula ziziphi* [A. Massal.] Cl. Roux & Sérus., 2004), et des espèces méditerranéo-atlantiques (e.g. *Catapyrenium psoromoides* [Borrer] R. Sant., 1980, *Leptogium hibernicum* M. E. Mitch. ex P. M. Jørg., 1973). Les lichens comprennent aussi des espèces à tendance montagnarde (e.g. *Chaenotheca brunneola* [Ach.] Müll. Arg., 1862, *Parmeliella triptophylla* [Ach.] Müll. Arg., 1862, *Parmeliopsis hyperopta* [Ach.] Arnold, 1880). Leur présence illustre le phénomène de « descente altitudinale », rendu possible grâce à l'existence, à certains endroits, de conditions microclimatiques suffisamment froides, et qui s'explique vraisemblablement, à Païolive, par la proximité des massifs montagneux des Cévennes. Parmi les champignons, *Hericium erinaceum* (Bull.) Pers., 1797, taxon à affinité montagnarde, plutôt lié au hêtre, se trouve aussi à Païolive en position abyssale.

Chez les arthropodes, beaucoup d'espèces méditerranéennes atteignent leur limite septentrionale en Ardèche méridionale, à Païolive ou parfois un peu plus au nord. Parmi les araignées, des espèces connues du département des Pyrénées-Orientales ont été identifiées à Païolive, comme *Oxyopes nigripalpis* Kulczyński, 1891, *Philodromus longipalpis* Simon, 1870, ou *Oxyptila pauxilla* (Simon, 1870), connue des Pyrénées-Orientales et de Corse. Chez les insectes, plusieurs exemples remarquables se rencontrent chez les coléoptères (figure 21), parmi lesquels *Merohister ariasi* (Marseul, 1864), un rarissime Histeridae prédateur vivant dans les cavités de

chênes, connu de Corse et de quelques localités riveraines de la Méditerranée en France continentale (Calmont, 2011), *Acmaeodera prunneri* Gené, 1839, un rare Buprestidae connu en Sardaigne, en Corse et en France méridionale, et *Amorphocephala coronata* (Germar, 1817), un myrmécophile qui vit dans les nids de *Camponotus* en vieilles forêts de chênes, connu seulement des Alpes-de-Haute-Provence, des Alpes-Maritimes, du Var et des Pyrénées-Orientales avant sa découverte en Ardèche (Sautière *et al.* 2012) ; c'est le seul représentant en France de la famille majoritairement tropicale des Brentidae. Un autre coléoptère, *Leichenium pulchellum* Lucas, 1849 (Tenebrionidae), espèce ripicole et psammophile qui vit enterrée au pied des plantes dans le sable des dunes littorales ou au bord de certains cours d'eau, présente en France dans les départements riverains de la Méditerranée, a été trouvée dans les sédiments du cirque de Gens (vallée de l'Ardèche), site qui marque la limite nord de sa répartition. Au sein de la faune souterraine, l'Opilion troglobie *Peltonychia clavigera* (Simon, 1872), connu depuis l'Espagne jusqu'au sud du Massif central, trouve à Païolive sa limite de distribution à la fois vers l'est et vers le nord.

Chez les amphibiens, la Grenouille agile *Rana dalmatina* Fitzinger in Bonaparte, 1838, espèce européenne moyenne et méridionale orientale (Duguet *et al.* 2003), se trouve en bordure de son aire de répartition dans l'Ardèche méridionale et dans le nord-est du Gard (Geniez & Cheylan 2012), tandis que le Pélobate cultripède *Pelobates cultripes*, un ibéro-français méridional (Duguet *et al.* 2003), atteint dans l'entité de Païolive sa limite nord de répartition en rive droite du Rhône (Duguet *et al.* à paraître).

Un endémisme limité

Chez les vertébrés, il n'existe aucune espèce endémique. Les seules espèces strictement endémiques du site de Païolive, souvent connues d'une seule station, sont des cavernicoles, principalement des arthropodes ; les diplopodes *Galiocookia fagei* Ribaut, 1955 et *Orthochordeumella leclerci* Mauriès, 1985 ; le crustacé aquatique *Vejdovskybathynella balazuci* Serban & Leclerc, 1984 ; les collemboles *Bonetogastrura balazuci* (Delamare, 1951) et *Neanura anophtalma* Massoud & Thibaud, 1968, et le coléoptère *Diaprysius fagei* Jeannel, 1914 (figure 22 A). Il existe en

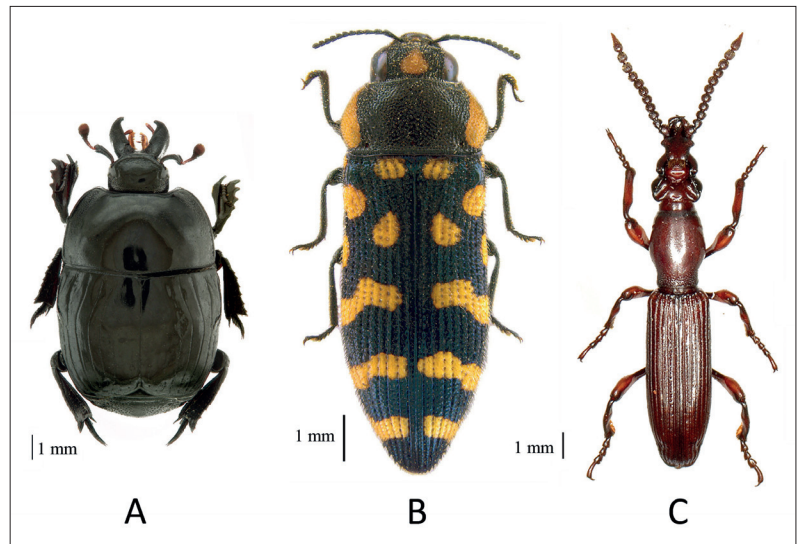


Figure 21 – Coléoptères méditerranéens atteignant la limite septentrionale de leur distribution en Ardèche méridionale.

A : *Merohister ariasi*. B : *Acmaeodera prunneri*.
C : *Amorphocephala coronata*.

Figure 21 – Mediterranean Coleoptera reaching their northern limit in southern Ardèche.

A: *Merohister ariasi*. B: *Acmaeodera prunneri*.
C: *Amorphocephala coronata*.

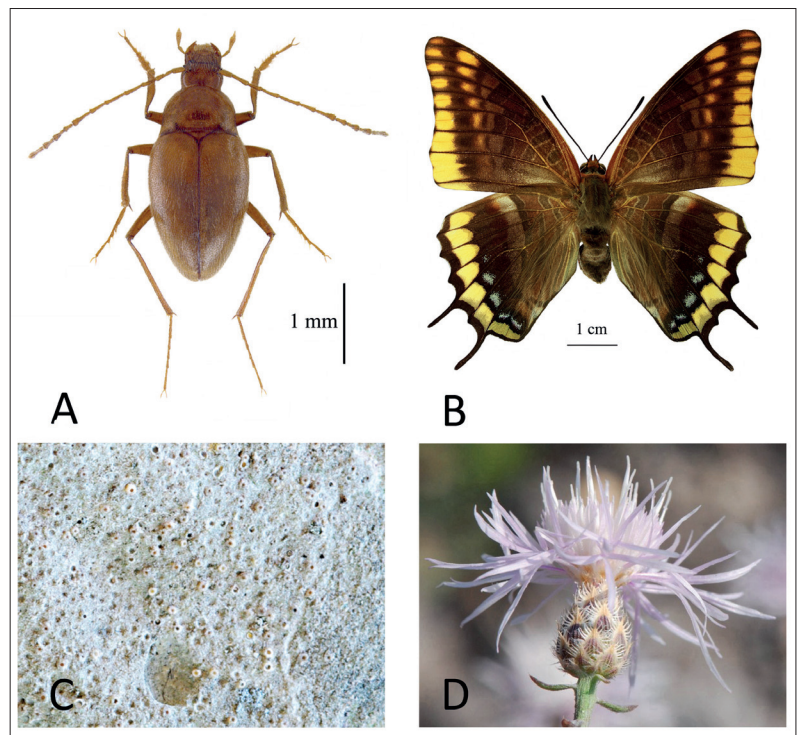


Figure 22 – L'endémisme à Païolive.

A : *Diaprysius fagei*, endémique locale ;
B : *Charaxes jasio*, endémique méditerranéenne ;
C : *Gyalecta crozalsii*, endémique régionale ;
D : *Centaurea maculosa* subsp. *subalbida*, endémique locale.

Figure 22 – Examples of endemic taxa.

A: *Diaprysius fagei*, local cave-dwelling endemic ;
B: *Charaxes jasio*, Mediterranean endemic ;
C: *Gyalecta crozalsii*, endemic of the south of France ;
D: *Centaurea maculosa* subsp. *subalbida*, Païolive endemic.

outre des espèces cavernicoles, endémiques régionales, dont la répartition déborde plus ou moins le site, parmi lesquelles le diplo-pode *Galiocookia leclerci* Mauriès, 1983 et les pseudoscorpions *Chthonius balazuci* Vachon, 1963 et *Roncobisium leclerci* Heurtault, 1978, connus aussi du Gard. De même, chez les quelques gastéropodes stygobies, les répartitions s'étendent en majorité au-delà du site, où l'on connaît toutefois une endémique strictement limitée à la partie sud du karst, *Palacanthilhiopsis margritae* Boeters & Falkner, 2003 (Wiénin 2008, 2016).

Chez les insectes, on pourrait multiplier les exemples d'endémiques méditerranéennes à très large distribution présentes à Païolive, tel le lépidoptère *Charaxes jasius* (Linnaeus, 1767) (figure 22 B) ou la cigale *Dimissalna dimissa*. Dans la flore vasculaire, sauf à considérer les espèces endémiques méditerranéennes au sens large, les seuls éléments endémiques sont inféodés à une aire relativement vaste, par exemple *Centranthus lecoquii* Jord., 1852, qui est connue de la péninsule ibérique et du sud de la France, ou *Hormathophylla macrocarpa* (DC.) P. Küpfer, 1974, endémique du sud de la France. De même, chez les lichens, *Gyalecta crozalsii* est une espèce endémique du sud de la France connue seulement dans trois départements : l'Ardèche, l'Aveyron et l'Hérault (Roux *et al.* 2014) (figure 22 C). Il existe toutefois une sous-espèce de phanérogame strictement endémique du site, *Centaurea maculosa* subsp. *subalbida* (Jord.) Dostál, 1976 (figure 22 D). Cette sous-espèce semble être issue d'une dérive récente à partir de l'espèce mère, encore largement représentée sur les marges du Massif central (basaltes du Coiron, granites du sud de l'Ardèche) (Beltrame 2007). Il y a vraisemblablement différenciation en cours d'un taxon par isolement dans un milieu écologiquement contraignant et peu représenté, les pelouses écorchées.

Une richesse spécifique élevée

Même si l'inventaire des espèces est loin d'être achevé, les informations recueillies révèlent une remarquable richesse floristique et faunistique. Elle résulte à la fois de la diversité écologique du site, de la continuité de certains milieux ouverts et de la chèneaie pubescente depuis la dernière glaciation, et enfin de la position géographique de Païolive, à la marge du domaine méditerranéen, position qui se reflète dans un assemblage

d'espèces aux affinités biogéographiques variées. La faune souterraine paraît riche, avec 116 espèces d'arthropodes répertoriées, suite à un recensement proche de l'exhaustivité, sauf en ce qui concerne les espèces euédaphiques (Aberlenc 2016) ; cependant, aucun autre site du pourtour méditerranéen n'a fait l'objet d'un travail de ce type, ce qui interdit toute étude d'ensemble (J. Orousset, L. Deharveng, communications personnelles). Une comparaison serait intéressante avec les karsts des monts dinariques (Slovénie et Croatie), qui doivent constituer un important pic de biodiversité souterraine (J.-J. Geoffroy, communications personnelles).

Pour quelques groupes dont l'inventaire est suffisamment avancé, voire terminé, les résultats mettent en évidence un niveau de richesse élevé, quand on compare le nombre d'espèces détectées à leur richesse spécifique à l'échelle du territoire français. Le cas le plus remarquable est sans doute celui des chiroptères : 25 des 34 espèces répertoriées en France métropolitaine ont été inventoriées, ce qui s'explique par la diversité des zones de chasse, par une mosaïque paysagère offrant de nombreuses lisières et structures favorables aux déplacements, et par la diversité des gîtes qu'offrent les vieux arbres, les anfractuosités de l'épikartz et les grottes (Cockle-Bétian *et al.* 2016). Le cas des amphibiens est également remarquable car, avec 10 espèces, le site de Païolive accueille la majeure partie des 17 taxa présents en région méditerranéenne française (hors Corse) (Lescure & de Massary 2012). À l'échelle de la région méditerranéenne de l'Europe, Païolive se positionne ainsi parmi les entités naturelles les plus riches en amphibiens, le maximum semblant se situer autour de 8-10 espèces par site (e.g. Geniez & Cheylan 2012 ; Díaz-Paniagua *et al.* 2014).

La diversité écologique du site se traduit par un fonds floristique qui représente environ le cinquième de la flore de la France. Il comprend en effet 1 224 espèces de plantes vasculaires (dont 1 142 espèces indigènes certaines ou vraisemblables, et 82 espèces exogènes). À titre de comparaison, le massif forestier de Fontainebleau, qui couvre environ 25 000 ha, compte 1 502 plantes vasculaires (J.-P. Siblet, communications personnelles). La richesse élevée de Païolive est liée tout spécialement à la variété des milieux ouverts (pelouses, garrigues, prairies, cultures), auxquels sont associées 831 espèces, dont plus de 300 sont directement liées à des influences humaines. En revanche, seulement 151 espèces sont

inféodées aux milieux fermés (chênaies, maquis), 14 aux parois rocheuses, 96 aux zones humides et 27 à des biotopes sur substrat acide.

La figure 23 illustre des espèces représentatives de milieux ouverts, dont certains sont particulièrement fragiles. *Blackstonia perfoliata* (L.) Huds., 1762 et *Polygala exilis* DC., 1813 sont des espèces menacées, inféodées aux tonsures humides oligotrophes. *Brachypodium stacei* est une espèce thermophile qui vit sur des balcons rocheux exposés au sud, tout en s'établissant au sein de poches argileuses humides. *Gagea lacaitae* et *Gagea luberonensis* sont des témoins très localisés d'une longue continuité des pelouses. *Hormathophylla macrocarpa* est caractéristique des groupements saxicoles exposés au nord.

La figure 24 représente quelques plantes vasculaires des milieux fermés. *Mercurialis perennis* L., 1753 et *Vicia sepium* L., 1753 sont des espèces de forêt tempérée vivant en situation confinée dans le méga-lapiaz, grâce à l'humidité et à la fraîcheur remontant du karst et retenues par la canopée de la chênaie pubescente. *Pistacia terebinthus* L., 1753 et *Smilax aspera* L., 1753 font partie des espèces des fourrés méditerranéens qui abondent dans la chênaie verte xérophile. *Populus nigra* est l'essence dominante dans les ripisylves, en compagnie de *Fraxinus angustifolia* Vahl, 1804. *Lilium martagon*, avec d'autres espèces descendues des montagnes siliceuses, se rencontre dans les ripisylves du Chassezac.

À une échelle souvent plus grande que les plantes vasculaires, les bryophytes illustrent aussi l'importance de la diversité écologique, avec 33 groupements identifiés (Hugonnot & Roland 2008). Les nombreux micro-habitats liés au modelé karstique déterminent une forte diversité de groupements saxicoles, tandis que les secteurs forestiers jeunes abritent des espèces et des groupements corticoles différents de ceux des secteurs anciens. Les groupements terricoles sont particulièrement remarquables dans les milieux ouverts. Enfin, le fonctionnement des cours d'eau temporaires, très complexe, se reflète dans la composition de groupements différents de ceux qui sont associés aux lits des rivières. Au total, 304 taxa ont été identifiés, dont 59 hépatiques et 245 bryophytes au sens strict, soit approximativement 24 % de la flore bryophytique française (Hugonnot 2010 ; Hugonnot *et al.* 2012). De façon similaire, la diversité des groupements lichéniques reflète celle des



Figure 23 – Plantes vasculaires, rares et parfois menacées, représentatives des milieux ouverts.

A : *Blackstonia perfoliata*. B : *Polygala exilis*.

C : *Brachypodium stacei*. D : *Gagea lacaitae*.

E : *Gagea luberonensis*. F : *Hormathophylla macrocarpa*.

Figure 23 – Rare and sometimes threatened Tracheophytes living in open habitats.

A: *Blackstonia perfoliata*. B: *Polygala exilis*.

C: *Brachypodium stacei*. D: *Gagea lacaitae*.

E: *Gagea luberonensis*. F: *Hormathophylla macrocarpa*.

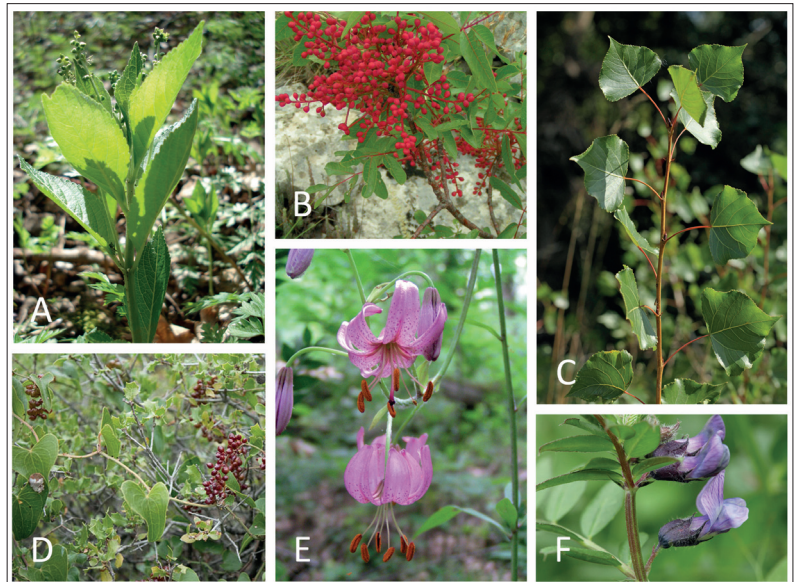


Figure 24 – Plantes vasculaires représentatives des milieux fermés.

A : *Mercurialis perennis*. B : *Pistacia terebinthus*. C : *Populus nigra*.

D : *Smilax aspera*. E : *Lilium martagon*. F : *Vicia sepium*.

Figure 24 – Tracheophytes living in forest ecosystems.

A: *Mercurialis perennis* (humid areas in the mega-lapies).

B: *Pistacia terebinthus* (xerophylous *Quercus ilex* stands).

C: *Populus nigra* (riparian woodlands).

D: *Smilax aspera* (xerophylous *Quercus ilex* stands).

E: *Lilium martagon* (riparian woodlands).

F: *Vicia sepium* (humid areas in the mega-lapies).

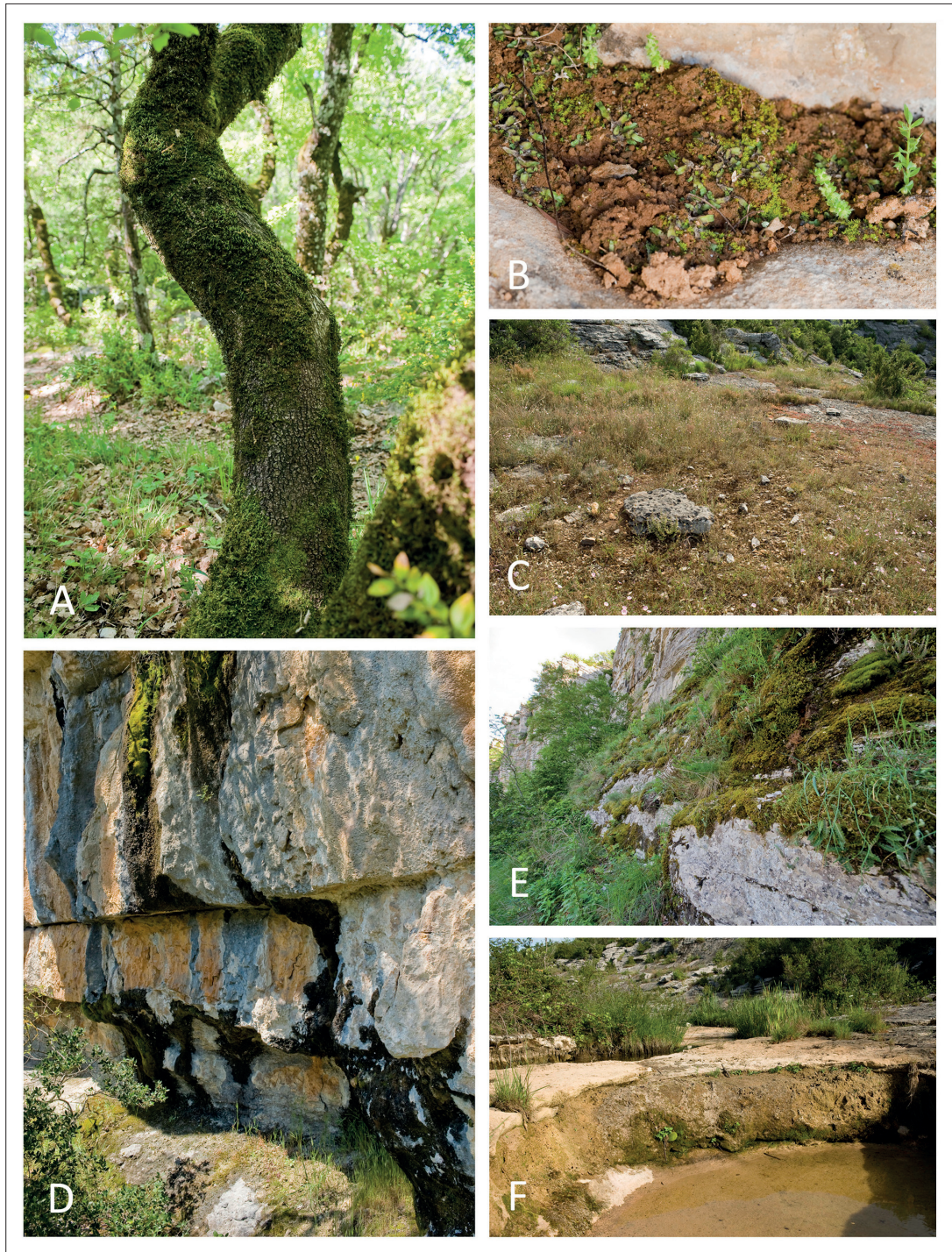


Figure 25 – Exemples de groupements bryophytiques.

- A : groupement corticole à *Leucodon sciuroides* (Hedw.) Schwägr. 1816 sur *Quercus ilex*.
 B : groupement des fissures de tables calcaires à *Reboulia hemisphaerica* (L.) Raddi, 1818, *Mannia californica* et *Lunularia cruciata* (L.) Dumort. ex Lindb., 1868.
 C : groupement à pottiacées xérophiles des pelouses écorchées.
 D : groupement tuficole à *Eucladium verticillatum* (With.) Bruch & Schimp., 1846.
 E : groupement à *Plagiopus oederianus* (Sw.) H.A ; Crum & L.E. Anderson, 1981 sur falaise.
 F : groupement à *Philonotis marchica* (Hedw.) Brid., 1827 du lit mineur des ruisseaux temporaires.

Figure 25 – Examples of bryophyte associations.

- A: Corticolous association with *Leucodon sciuroides* (Hedw.) Schwägr. 1816 on *Quercus ilex*.
 B: Association of cracks in limestone slabs, with *Reboulia hemisphaerica* (L.) Raddi, 1818, *Mannia californica* and *Lunularia cruciata* (L.) Dumort. ex Lindb., 1868.
 C: Association with xerothermophilous Pottiaceae in open, rocky grasslands.
 D: *Eucladium verticillatum* (With.) Bruch & Schimp., 1846 encrusted community on humid lime deposits.
 E: Association with *Plagiopus oederianus* (Sw.) H.A ; Crum & L.E. Anderson, 1981 on cliff.
 F: Association with *Philonotis marchica* (Hedw.) Brid., 1827 in the mean water channel of temporary streams.

micro-habitats : 39 groupements ont déjà été identifiés (Bauvet 2008), et 402 lichens ont été inventoriés jusqu'à présent, soit environ 13 % de la flore lichénique française (Bauvet 2011c). Les figures 25 et 26 illustrent quelques représentants des groupements les plus remarquables de bryophytes et de lichens.

À une autre échelle encore, la diversité des micro-habitats liée aux arbres sénescents et morts permet l'existence d'un cortège de coléoptères saproxyliques exceptionnellement riche : 362 espèces ont été inventoriées (Calmont & Brustel 2011), soit près de 20 % du nombre estimé (1900) de ces espèces en France métropolitaine (Brustel 2004).

Une approche comparative de la richesse spécifique de Païolive avec d'autres sites du territoire métropolitain et d'autres pays du pourtour méditerranéen n'est envisageable que pour des groupes taxonomiques ayant fait l'objet d'efforts d'inventaire équivalents. Nous nous limitons donc à quelques exemples. En ce qui concerne les bryophytes, Païolive, avec 304 espèces, est plus riche que les sites prospectés en France méditerranéenne (réserve naturelle de la Massane : 165 espèces ; massif du Luberon : 135 espèces ; Provence occidentale : 209 espèces ; références dans Hugonnot & Roland 2008). Sachant que le massif forestier de Fontainebleau héberge de l'ordre de 300 espèces de bryophytes (Doignon 1947), il est probable que Païolive se situe au maximum de richesse spécifique, pour des sites comparables en France, et sans doute même à l'échelle du continent européen (Hugonnot & Roland 2008).

La richesse en lichens (402 espèces) approche aussi celle du massif de Fontainebleau (440 espèces) (Bauvet 2011c), et dépasse celle de la Réserve naturelle de la Massane (344 espèces, Réserve naturelle de la Massane 2012). Païolive est moins riche que le massif du Luberon, où 554 espèces ont été inventoriées, mais dans une gamme d'altitudes beaucoup plus large, entre 125 et 1 100 m (Bricaud & Bauvet 2006). Le massif provençal de la Sainte-Baume, qui s'étage de 500 à plus de 1 100 m, ne compterait que 395 espèces (Roux & Gueidan 2002), mais il a été moins bien prospecté que le Luberon. Compte tenu de son étendue et de son altitude, Païolive a donc une flore lichénique remarquablement riche.

Chez les coléoptères saproxyliques, parmi les 362 espèces répertoriées à Païolive, 89 (soit 24,6 %) font partie des 300 espèces bioindicatrices sélectionnées à l'échelle de

la France par Brustel (2004) pour évaluer la qualité des forêts. Le site de Païolive est plus riche que la réserve naturelle des gorges de l'Ardèche, où 63 bioindicatrices ont été trouvées à la suite d'un effort de prospection équivalent. Sur les 89 espèces, 46 font partie des bioindicatrices propres aux forêts de la

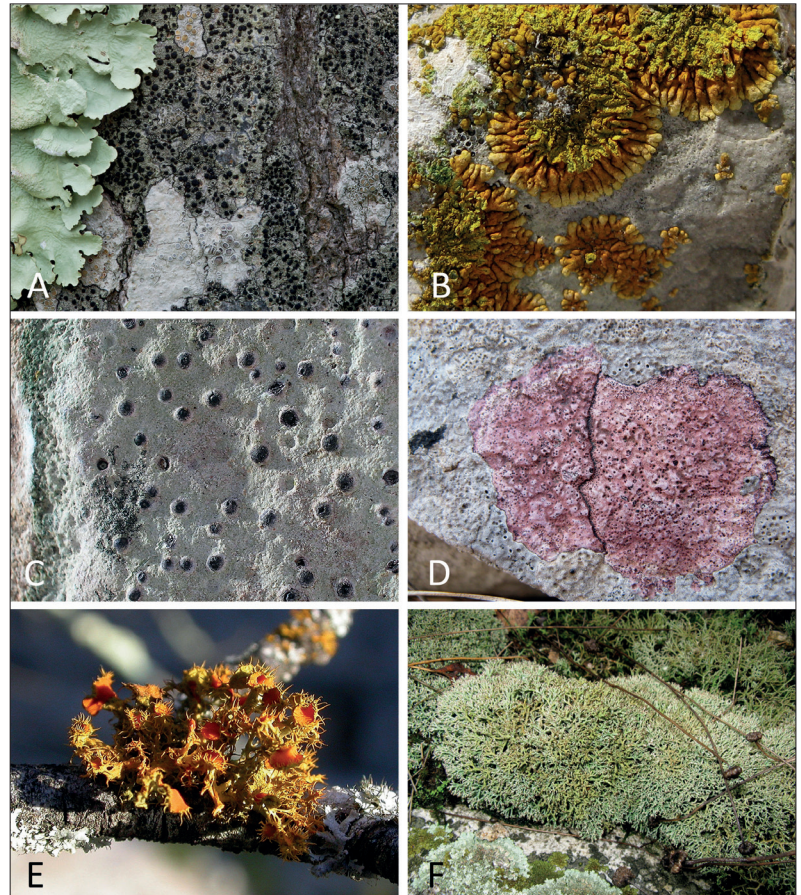


Figure 26 – Lichens représentatifs de divers micro-habitats.

- A : espèce à thalle foliacé (*Flavoparmelia caperata* [L.] Hale, 1986) et espèces à thalles crustacés (*Lecidella elaeochroma* [Ach.] M. Choisy, 1950 et *Lecanora* spp.) en mosaïque sur écorce.
 B : *Caloplaca cirrochroa* (Ach.) Th. Fr., 1871, sur parois calcaires plus ou moins verticales soumises à de très brefs écoulements d'eau.
 C : *Lithothelium triseptatum* (Nyl.) Aptroot, 1991, espèce fortement sciaphile, sur surfaces supraverticales, ou protégées par un encorbellement, de roches calcaires très cohérentes.
 D : *Bagliettoa marmorea* (Scop.) Gueidan et Cl. Roux, sur roches calcaires compactes.
 E : *Teloschistes chrysophthalmus* (L.) Th. Fr., 1860, sur branchettes de feuillus, plus ou moins nitrophile.
 F : *Cladonia rangiformis* var. *pungens* (Ach.) Vain., espèce terricole, calcicole, xérophile et héliophile.

Figure 26 – Lichens representing various micro-habitats.

- A : Mosaic on bark with *Flavoparmelia caperata*, *Lecidella elaeochroma* and *Lecanora* spp.
 B : *Caloplaca cirrochroa*, on more or less vertical limestone faces with very brief water flows.
 C : *Lithothelium triseptatum*, a frankly sciaphilic species on shaded, supraverticial surfaces of limestone rocks.
 D : *Bagliettoa marmorea*, on compact limestone rocks.
 E : *Teloschistes chrysophthalmus*, a more or less nitrophilous species on twigs of broad-leaved trees.
 F : *Cladonia rangiformis* var. *pungens*, a terricolous, xerophilous et heliophilous species on calcareous soils.

France méridionale ; Païolive vient ainsi au deuxième rang des forêts méditerranéennes prospectées (tableau 2), immédiatement après celles de la Massane et des Albères orientales, qui toutefois s'étendent le long d'un gradient altitudinal important (Brustel 2004 ; Calmont & Brustel 2011).

Parmi les vertébrés, les chiroptères sont particulièrement bien représentés. Dans l'état actuel des connaissances, Païolive est plus riche que les autres sites de France méridionale pour lesquels des informations sont disponibles, y compris les sites proches des gorges de l'Ardèche et des gorges de la Cèze (tableau 3). Ulrich *et al.* (2007) ont publié les richesses spécifiques des pays européens, mais il n'existe que peu de données accessibles concernant des sites tels que Païolive. À titre d'exemple, ce dernier est plus riche que

le Parc national des Abruzzes, en Italie (Issartel 2001), mais un peu moins que les karsts dinariques en Slovénie, où 26 espèces ont été répertoriées, toutefois dans une région bien plus vaste (plus de 6 800 km²) et s'étagant en altitude de moins de 100 à plus de 1 700 m (Kryštufek 2007).

Païolive, un écosystème à haute valeur patrimoniale

Caractérisation et délimitation de l'écosystème

La répartition actuelle des écosystèmes de Païolive et la composition des flores et des faunes résultent d'une histoire géologique et

Tableau 2 – Nombre (N) d'espèces de coléoptères saproxyliques indicatrices de la qualité des forêts méditerranéennes françaises dans différents sites recensés par Brustel (2004) (In Calmont & Brustel, 2011).

Table 2 – Number (N) of saproxylic coleoptera species that are bioindicators of the quality of mediterranean forests in France, recorded in various sites by Brustel (2004) (In Calmont & Brustel, 2011).

Sites	Région géographique	N
Massane et Albères orientales	Pyrénées orientales	48
Bois de Païolive	Ardèche méridionale	46
Massif de la Sainte-Baume	Provence	40
Gorges du Verdon	Provence	40
Massif des Maures	Provence	40
Réserve naturelle des gorges de l'Ardèche	Ardèche méridionale	35
Forêt du Luberon	Alpes méridionales	30
Massifs autour de Lure	Alpes méridionales	27
Massifs autour des Monges	Alpes méridionales	26

Tableau 3 – Nombre (N) d'espèces de chiroptères dans quelques sites de France méridionale et d'Europe.

* : données tirées de documents destinés à l'information du public.

Table 3 – Number (N) of chiroptera species recorded in some sites in southern France and Europe.

* : data from documents available to the general public.

Sites	Région géographique en France, ou pays	Sources	N
Karsts dinariques du nord	Slovénie	Kryštufek, 2007	26
Païolive	Ardèche méridionale	Cockle-Bétian <i>et al.</i> 2016	25
Parc naturel régional du Verdon	Alpes méridionales	Parc naturel régional du Verdon	24*
Réserve naturelle des gorges de l'Ardèche	Ardèche méridionale	Syndicat de gestion	24*
Site Natura 2000 de la Cèze et ses gorges	Nord du Gard	Bassi & Favre, 2008	23
Parc national des Abruzzes	Italie	Issartel, 2001	22
Ensemble des karsts de Moravie	République tchèque	Gaisler <i>et al.</i> 2011	22
Réserve naturelle des gorges du Gardon	Sud-est du Massif central	Groupe Chiroptères de Midi-Pyrénées	21*
Gorges de l'Aveyron	Sud-ouest du Massif central	Groupe Chiroptères de Midi-Pyrénées	19*
Plateau de Caille	Alpes méridionales	Arrêté préfectoral n°2015-248, Préfecture des Alpes-Maritimes	18
Réserve naturelle de la Massane	Pyrénées-Orientales	Puis, 2010	16

paléoécologique particulièrement prégnante, dans laquelle l'histoire humaine est venue interférer selon des modalités elles-mêmes conditionnées par la géomorphologie. Le site peut ainsi être considéré comme un écosystème complexe, au sens de Blandin & Lamotte (1984, 1988), c'est-à-dire un ensemble d'écosystèmes interdépendants issus d'une histoire naturelle et humaine commune.

Aberlenc (2016) a rappelé que l'appellation locale « Bois de Païolive » ne désigne qu'une partie géographiquement et écologiquement restreinte du site, et il a précisé les critères à prendre en compte pour caractériser l'écocomplexe. D'un point de vue géologique, celui-ci correspond à la partie la plus méridionale des plateaux formés par les calcaires du Jurassique supérieur et du Berrisien s'étendant entre Saint-Brès au sud et les coulées basaltiques du Coiron au nord. D'un point de vue écologique, l'écocomplexe est limité aux plateaux présentant une mosaïque de milieux ouverts et de boisements plus ou moins denses à *Quercus pubescens* où vivent des populations stables de la Cétoine bleue *Eupotosia mirifica*. Le choix de la présence de cette espèce comme critère de délimitation de l'écocomplexe est fondé sur deux motifs : 1) l'espèce, sténopée, est l'une des meilleures indicatrices connues d'une probable continuité des chênaies pubescentes depuis le Pléistocène ; 2) elle est facile à détecter, à l'aide de piégeages effectués en période d'activité des adultes.

La figure 27 présente l'extension de l'écocomplexe ainsi délimité. Depuis une première étude, qui en fixait la limite nord à la rive droite de la Baume (Holtorf 2008), la présence d'*E. mirifica* a été constatée plus au nord, sur le territoire de la commune de Labeaume et sur une petite partie du territoire de la commune de Chauzon, en rive droite de l'Ardèche, au niveau du cirque de Gens. Au-delà, jusqu'au pied du Coiron, des prospections effectuées en 2014 ont montré que l'espèce est absente sur tout le plateau karstique, même dans des zones boisées d'apparence favorable, car il s'agit de formations forestières jeunes : les chênes ont en majorité un faible diamètre, et il n'y a que de rares gros chênes, très isolés. Prenant en compte la faune souterraine, Aberlenc (2016) avait proposé d'inclure dans l'écocomplexe la rive gauche de l'Ardèche dans la zone des Défilés de Ruoms, en raison de la présence, dans des grottes des deux rives, du coléoptère troglobie *Diaprysius serullazi* Peyerimhoff, 1904. En outre, à la suite d'une prospection effectuée pendant l'été 2016, la

présence d'une petite population d'*E. mirifica* a été constatée sur la partie du plateau kim-méridgien situé entre les Défilés et le cours ancien de l'Ardèche qui traverse l'agglomération de Ruoms. Cette partie a donc été incluse dans l'écocomplexe (Aberlenc 2016).

Un patrimoine naturel exceptionnel

Selon l'inventaire national du patrimoine naturel (inpn.mnhn.fr, consulté le 27 août 2016), la notion d'espèce patrimoniale est subjective, « non écologiquement fondée ». Elle est néanmoins d'usage courant dans le champ de la conservation de la biodiversité, mais sans qu'il y ait consensus sur des critères explicites permettant de décider que telle espèce est patrimoniale, telle autre non. Une telle décision suppose que l'on accepte une hiérarchisation des espèces, ce qui pose de sérieux problèmes éthiques, quand on sait que l'Organisation des Nations unies a adopté en 1982 une Charte mondiale de la nature qui proclame que tout être vivant mérite le respect. La distinction

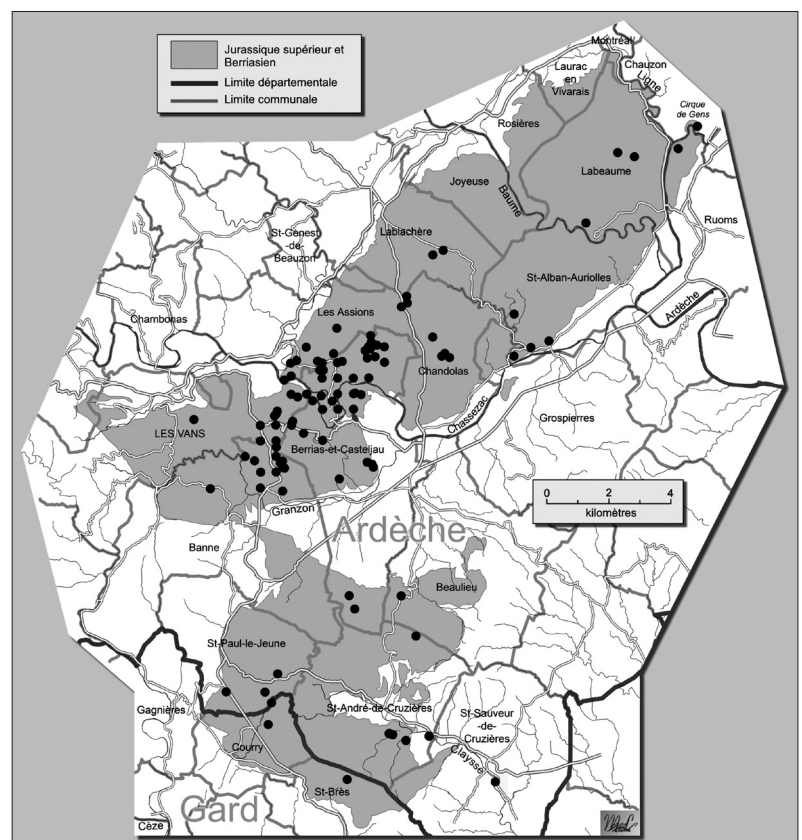


Figure 27 – Délimitation de l'écocomplexe de Païolive. En gris : ensemble des affleurements du Jurassique supérieur et du Berrisien. Points noirs : présence vérifiée d'*Eupotosia mirifica*.
Figure 27 – Boundaries of the Païolive ecocomplex. In grey tone: Upper Jurassic and Berrisian outcrops. Black points: checked presence of *Eupotosia mirifica*.

entre nature remarquable et nature ordinaire (Blandin 1986), transposée aujourd'hui en une opposition entre espèces menacées et « biodiversité ordinaire » (Couvett & Vandeveld 2014), risque aussi d'ouvrir la voie à des politiques de conservation différenciées, alors même que l'existence des espèces rares, par exemple, dépend étroitement du fonctionnement d'écosystèmes constitués pour l'essentiel d'espèces communes. La désignation de taxa patrimoniaux est donc un moyen d'attirer l'attention sur des sites où, pour assurer la conservation de ces taxa, il faut assurer le fonctionnement des écosystèmes, donc maintenir la biodiversité ordinaire.

Pour qu'il y ait patrimonialisation d'une entité, c'est-à-dire un processus d'intégration dans un ensemble considéré comme patrimoine par un « titulaire », il faut que celui-ci fixe les critères selon lesquels il définit et délimite son patrimoine. Ceci suppose que la notion de patrimoine soit elle-même claire. À la suite de Brustel (2004), nous nous référons à la définition proposée par Barthod & Ollagnon (1993) : un patrimoine est « l'ensemble des éléments matériels et immatériels qui, pour un titulaire, concourent à maintenir et à développer son identité et son autonomie par adaptation, dans le temps et dans l'espace, à un univers évolutif ». Dans le cas du patrimoine naturel, et plus particulièrement dans celui des espèces et des communautés d'espèces, il y aurait donc une analyse complexe à faire pour définir les critères de patrimonialisation pertinents selon le titulaire considéré, d'une personne particulière à l'humanité entière, en passant par tous les niveaux intermédiaires d'organisation des sociétés. La Fondation pour la biodiversité a proposé une définition de la valeur patrimoniale de la biodiversité qui ouvre des pistes intéressantes : « valeur culturelle, identitaire, historique de la biodiversité qui fait de celle-ci, ou de certains de ses éléments ou processus, un patrimoine à conserver, pour le présent et les générations futures » (Fondation pour la biodiversité 2013).

À partir du moment où des espèces ont été inscrites dans des listes de taxa légalement protégés, au niveau international, national ou local, sur la base de propositions argumentées émanant d'experts naturalistes, nous admettons que ceux-ci ont fait valoir au minimum des caractéristiques biogéographiques et/ou biologiques conférant à ces espèces un intérêt scientifique, donc une valeur culturelle. Nous considérons ainsi comme patrimoniales les espèces prises en compte au niveau

international (conventions de Berne, de Bonn, de Washington ; directives européennes), celles qui le sont uniquement au niveau national et enfin celles qui le sont uniquement au niveau local. Nous y ajoutons les espèces ne faisant pas l'objet de protections légales mais qui ont été inscrites dans des listes rouges.

Le tableau 4 donne les nombres de ces différentes catégories d'espèces par groupe taxonomique. Nous ne détaillons pas les statuts précis donnés dans les listes rouges, mais il est important de souligner que Païolive héberge de nombreuses espèces menacées : à titre d'exemple, sur 65 espèces de lichens considérées comme patrimoniales, 7 sont en danger critique d'extinction en France, 11 sont en danger et 9 sont vulnérables.

Chez les vertébrés, comme partout en France, la majorité des espèces est protégée au niveau national et une forte proportion l'est également au niveau international (conventions de Bonn et de Berne, directive européenne 92/43/CEE) (Faugier 2003 ; Ladet 2008). Parmi les espèces les plus remarquables, citons le Barbeau méridional *Barbus meridionalis* Risso, 1827, l'Apron *Aspro zingel* (Linnaeus, 1758), le Toxostome *Parachondrostoma toxostoma* (Vallot, 1837), la Grenouille agile *Rana dalmatina*, le Pélobate cultripède *Pelobates cultripipes*, le Lézard ocellé *Timon lepidus* Daudin, 1802, le Lézard catalan des Cévennes *Podarcis liolepis cebennensis* Guillaume & Geniez in Fretey, 1986, la Vipère aspic dite forme des garrigues *Vipera aspis* (Linnaeus, 1758), le Circaète Jean-le-Blanc *Circaetus gallicus* (Gmelin, 1788), le Faucon pèlerin *Falco peregrinus* Tunstall, 1771, le Bruant ortolan *Emberiza hortulana* Linnaeus, 1758, la Pie-grièche à tête rousse *Lanius senator* Linnaeus, 1758, le Monticole bleu *Monticola solitarius* (Linnaeus, 1758), le Castor *Castor fiber* Linnaeus, 1758, la Loutre *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758), la Genette *Genetta genetta* (Linnaeus, 1758).

Les milieux aquatiques abritent quelques espèces d'invertébrés à haute valeur patrimoniale. Dans le Granzon, en dépit d'une qualité des eaux médiocre, vit l'écrevisse à pattes blanches *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858), qui se raréfie. Plusieurs espèces d'odonates sont protégées au niveau européen, notamment *Coenagrion mercuriale* (Charpentin, 1840), *Gomphus graslinii* Rambur, 1842, *Macromia splendens* (Pictet, 1843) et *Oxygastra curtisii* (Dale, 1834).

Tableau 4 – Nombre d'espèces légalement protégées, ou sinon inscrites dans des listes rouges, présentes dans l'écocomplexe de Païolive.**Table 4 – Number of species living in the Païolive ecocomplex that are legally protected or, at least, that are placed on red lists.**

Groupe taxonomique	Espèces inscrites dans des listes de protection réglementaires			Autres espèces, inscrites dans des listes rouges internationales, nationales ou locales	Total
	Protection internationale	Protection uniquement nationale	Protection uniquement locale		
Fonges	-	-	-	1	1
Lichens	-	-	-	65	65
Bryophyta	2	-	-	6	8
Tracheophyta	38	5	11	80	134
Mollusca	-	3	-	-	3
Crustacea	1	-	-	5	6
Odonata	4	-	-	9	13
Orthoptera	1	-	-	10	11
Coleoptera	4	-	-	3	7
Lepidoptera	4	2	-	10	16
Agnatha	1	-	-	-	1
Osteichthyes	6	1	-	-	7
Amphibia	5	4	-	-	9
Reptilia	2	14	-	-	16
Aves	32	95	-	-	127
Chiroptera	25	-	-	-	25
Autres Mammalia	6	2	-	22	30
TOTAUX	131	126	11	211	479

Parmi les insectes terrestres, peu d'espèces bénéficient de protections réglementaires. C'est le cas de *Saga pedo* (Pallas, 1771), remarquable orthoptère méditerranéen vivant principalement dans des friches et des garrigues, inscrit dans l'annexe IV de la directive européenne 92/43/CEE (Morin & Dayde-Fonda 2010). Le coléoptère saproxylique *Osmoderma eremita*, espèce inscrite en annexe II de la convention de Berne et en annexe II de la directive 92/43/CEE, présente dans une large partie de l'Europe, mais en forte régression, subsiste encore à Païolive, d'après quelques observations récentes. Plusieurs lépidoptères sont protégés au titre de la directive 92/43/CEE, comme la Diane *Zerynthia polyxena* (Denis & Schiffermüller, 1775) et le Damier de la succise *Euphydryas aurinia provincialis* (Boisduval, 1828), la Laineuse du prunellier *Eriogaster catax* (Linnaeus, 1758) et le Sphinx de l'épilobe *Proserpinus proserpina* (Pallas, 1772) (Aberlenc & Lentenois 2003).

Les espèces inventoriées jusqu'à présent chez les macromycètes relèvent d'une diversité ordinaire, à l'exception d'*Hericium erinaceum*, taxon pris en compte dans une liste rouge ; il est sensible au bon état de

conservation des écosystèmes forestiers et à la présence de bois mort de grande dimension. En ce qui concerne la flore vasculaire, sur 134 taxa patrimoniaux (dont 36 espèces protégées au titre de l'annexe B de la CITES), seuls 5 sont associés au milieu forestier (*Cynoglossum germanicum* Jacq., 1767 ; *Doronicum plantagineum* L., 1753 ; *Epipactis microphylla* [Ehrh.] Sw., 1800 ; *Carex depauperata* Curtis ex With., 1787 ; *Viola jordanii*), alors que 52 sont associés aux dalles et aux parois rocheuses, aux éboulis, aux pelouses et aux garrigues sur calcaire, 34 aux prairies (e.g. *Polycnemum majus* A. Braun, 1841 ou *Thymelaea passerina* [L.] Coss. & Germ., 1861), 12 aux milieux humides (e.g. *Anacamptis laxiflora* [Lam.] R.M. Bateman, Pridgeon & M.W.Chase, 1997 ou *Polygala exilis*) et trois aux pelouses sur sols acides (e.g. *Psilurus incurvus* [Gouan] Schinz & Thell., 1913). Ceci démontre l'importance des milieux ouverts dans la valeur patrimoniale du site. Parmi les biotopes les plus exceptionnels – et particulièrement fragiles – il convient de signaler les tonsures humides, présentes sur les Gras en marge de mares temporaires ou sur des alluvions fines. Ces biotopes abritent

des espèces à forte valeur patrimoniale à l'échelle régionale, comme *Polygala exilis*, *Blackstonia imperfoliata* et *Myosotis sicula* Guss., 1843 (Aurousseau & Mandin 2007 ; Bianchin 2008), espèces qui, les meilleures années, sont représentées chacune par moins d'une cinquantaine d'individus sur quelques mètres carrés.

Chez les bryophytes, outre deux espèces protégées au niveau international (*Mannia triandra*, *Pyramidula tetragona* [Brid.] Brid. 1819), six autres espèces sont inscrites dans le *Red Data Book of European Bryophytes*, avec le statut UICN d'espèces rares ou vulnérables (Hodgetts, 2015). Les unes sont des espèces corticales très spécialisées (*Orthotrichum philibertii* Venturi, 1878, *Orthotrichum sprucei* Mont., 1845, *Zygodon forsteri*), les autres des espèces de pelouses semi-arides (*Ephemerum recurvifolium* [Dicks.] Boulay, 1872, *Riccia crustata* [Trab. ex Grolle, 1975], et *Aschisma carniolicum* [F. Weber & D. Mohr] Lindb., 1878). Cette dernière espèce, récemment découverte à Païolive, est une minuscule mousse colonisant les trouées dans les pelouses écorchées sur substrat décalcifié.

Au-delà des espèces légalement protégées ou au moins inscrites dans des listes rouges, nous attribuons une valeur particulière à de nombreuses espèces présentes dans l'écosystème, soit pour des raisons biogéographiques

(rareté à l'échelle internationale, nationale ou régionale ; espèces en limite d'aire ; espèces relictuelles ; espèces endémiques), soit pour des raisons biologiques (espèces ayant des modes de vie rares ; espèces inféodées à des biotopes originaux et fragiles), soit encore parce qu'elles sont menacées au moins localement.

De ce point de vue, la faune souterraine présente évidemment une haute valeur patrimoniale du fait de l'existence de plusieurs endémiques de la bordure calcaire du sud-est du Massif central et d'endémiques locales, tels le coléoptère *Diaprysius fagei*, le diplopode *Galliocockia fagei* ou le collembole *Bonetogastrura balazuci*, connu d'une seule grotte (figure 28).

Dans les milieux épigés, de nombreuses espèces de lichens et de bryophytes sont aussi à prendre en compte en raison de leur rareté, comme *Scorpiurium sendtneri*, une très rare bryophyte méditerranéenne connue en France uniquement à Païolive (figure 12 E), ou *Mannia californica*, autre bryophyte qui était inconnue en Europe et qui a été régulièrement trouvée à Païolive sur des entablements calcaires à la base des falaises (Hugonnot & Schill 2006).

Chez les arthropodes épigés, on peut citer par exemple les araignées *Gnaphosa corticola* Simon, 1914, connue seulement en Ardèche, *Nurscia sequerae* (Simon 1893), connue en Ardèche et dans le Gard, *Trichoncus helveticus* Denis, 1965, espèce méditerranéenne répertoriée uniquement dans le Vaucluse et en Ardèche, ou encore *Bassaniana versicolor baudueri*, espèce relictuelle inféodée à de vieilles forêts de feuillus. Quelques lépidoptères ont aussi une valeur patrimoniale élevée, notamment *Stygia australis* Latreille, 1804 (Cossidae), très rare espèce méditerranéenne dont on ne connaît que quelques individus trouvés en France (deux localités en Ardèche, une dans l'Hérault), *Hyles nicaea* (Prunner, 1798) (Sphingidae), espèce rarement observée et à distribution géographique encore mal cernée, *Neoharpyia verbasci* (Fabricius, 1798) (Notodontidae), espèce connue du Portugal, d'Espagne, et en France dans quelques rares localités réparties des Pyrénées-Orientales à l'Ardèche, ou encore *Eucharia festiva* (Hufnagel, 1766) (Arctiidae), espèce qui se raréfie mais qui subsiste dans quelques stations du sud de la France.

L'ancienneté et la naturalité de la chênaie imbriquée dans le méga-lapiaz permettent

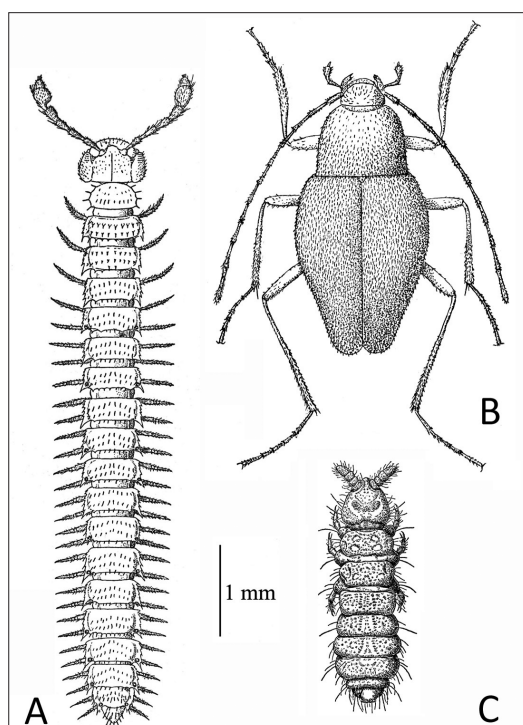


Figure 28 – Trois arthropodes troglobies endémiques à haute valeur patrimoniale. A : *Galliocockia fagei*. B : *Diaprysius fagei*. C : *Bonetogastrura balazuci*.

Figure 28 – Three endemic troglobiont arthropods having high heritage value. A: *Galliocockia fagei*. B: *Diaprysius fagei*. C: *Bonetogastrura balazuci*.

l'existence d'espèces sténoèces auxquelles nous accordons une haute valeur patrimoniale. C'est le cas de lichens (e.g. *Agonimia allobata* [Stizenb.] P. James, 1992 ; *Leptogium hibernicum* ; *Sclerophora pallida* [Pers.] Y. J. Yao & Spooner, 1999) et de bryophytes (e.g. *Orthotrichum scanicum* Grönvall 1885 et *Fabronia pusilla* Raddi 1808). De très vieux et très gros chênes, souvent remarquables d'un point de vue esthétique, jouent un rôle essentiel vis-à-vis du cortège des espèces saproxyliques. Calmont & Brustel (2011) ont utilisé une méthode standardisée pour quantifier la valeur patrimoniale des coléoptères saproxyliques. Quatre espèces, notamment, atteignent des valeurs maximales : *Eupotosia mirifica*, *Merohister ariasi*, *Podeonius acuticornis*

(Germar, 1824) et *Ectamenogonus montandoni* (Buysson, 1881). Calmont & Brustel (2011) concluent de l'ensemble de l'analyse que la chênaie ancienne de Païolive a, pour les coléoptères saproxyliques, un intérêt qui dépasse le cadre national. De fait, cas unique en Europe occidentale, il existe à Païolive, outre *Eupotosia mirifica*, cinq autres espèces de cétoines (figure 29), dont quatre ont une valeur patrimoniale particulièrement élevée : *Cetonischema speciosissima* (Scopoli, 1786), espèce inféodée à des vieilles futaies en zones méditerranéenne et non méditerranéenne (Tauzin 2005) ; *Liocola lugubris* (Herbst, 1770), espèce d'Europe tempérée et continentale, rare et localisée, qui atteint à Païolive sa limite de répartition vers la région

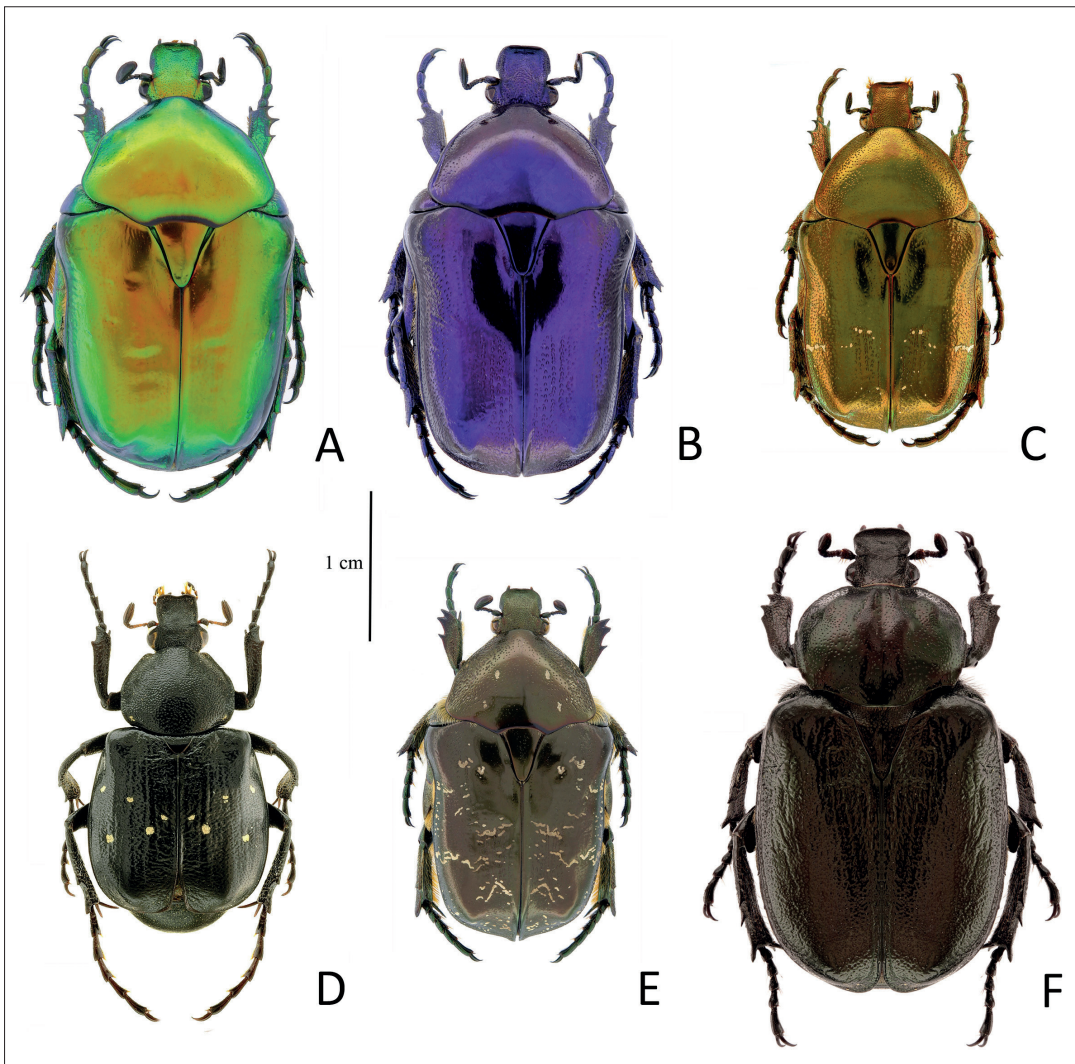


Figure 29 – Un assemblage de coléoptères Cetoniidae unique en Europe occidentale.
 A : *Cetonischema speciosissima*. B : *Eupotosia mirifica*. C : *Potosia fieberi*.
 D : *Gnorimus variabilis*. E : *Liocola lugubris*. F : *Osmoderna eremita*.

Figure 29 – A Cetoniidae (coleoptera) assemblage unique in Western Europe.
 A: *Cetonischema speciosissima*. B: *Eupotosia mirifica*. C: *Potosia fieberi*.
 D: *Gnorimus variabilis*. E: *Liocola lugubris*. F: *Osmoderna eremita*.

méditerranéenne (Tauzin 2006) ; *Osmoderma eremita*, espèce localement en risque d'extinction. Les deux autres cétoines sont *Potosia fieberi* (Kraatz, 1880), espèce peu commune inféodée à de vieilles futaies de feuillus, présente dans une grande partie de la France, notamment en région méditerranéenne (Tauzin 2007), et *Gnorimus variabilis* (Linnaeus, 1758), espèce à large répartition européenne, trouvée à Païolive non seulement dans des chênes, mais aussi dans des châtaigniers.

Une composante du patrimoine culturel régional

L'éco-complexe de Païolive comporte des éléments de patrimoine culturel qui prennent tout leur sens dans le contexte de l'Ardèche méridionale, où les activités et installations humaines ont été et sont toujours conditionnées par la juxtaposition des plateaux karstiques et des monts cévenols.

En quelque sorte complémentaire du site exceptionnel de la grotte Chauvet, inscrit au patrimoine mondial par l'UNESCO, le patrimoine préhistorique de Païolive est d'intérêt majeur, avec en particulier l'Abri des Pêcheurs, témoin de la présence humaine (*Homo neanderthalensis* puis *Homo sapiens*) depuis environ 80 000 ans, et avec une densité exceptionnelle de dolmens.

Alors que les vallées cévenoles voisines sont striées de terrasses construites, cultivées et entretenues pendant des siècles, autour de villages et de hameaux aux maisons resserrées, Païolive, en dehors de rares restes médiévaux, ne possède comme constructions que des mas dispersés dans un immense réseau de murets, jalonné d'abris bâtis en pierre sèche appelés «capitelles». Ce réseau, auquel il faut associer les systèmes d'utilisation de l'eau dans la vallée du Granzon (Rouvière 2008), témoins d'adaptations ingénieuses au contexte karstique, est le résultat d'une colonisation rapide mais éphémère, rendue possible par une situation économique transitoirement florissante. Il compose un paysage vernaculaire, au sens de Jackson (1984), dont des vues aériennes permettent d'apprécier la démesure (figure 9). Il constitue ainsi un élément du patrimoine culturel régional, mais un paysage fossile, selon la classification de la convention du patrimoine mondial (Mitchell *et al.* 2011), puisque les activités qui l'ont créé et animé sont éteintes, sauf en de rares endroits.

Menaces sur la biodiversité

Païolive est soumis à des pollutions d'origines diverses : pollution atmosphérique en provenance de la vallée du Rhône et de Fossur-Mer, agriculture intensive à proximité de l'éco-complexe, urbanisation sur le karst susceptible de polluer les eaux d'infiltration si l'assainissement n'est pas maîtrisé. Par ailleurs, le site n'est pas à l'abri des incendies, qui causeraient de graves dommages par eux-mêmes et seraient des occasions de pollutions dues aux additifs des eaux larguées par les moyens aériens de lutte contre le feu (ce qui menacerait aussi la faune souterraine). En outre, la situation actuelle de Païolive est caractérisée par deux processus générateurs de menaces directes. Le premier résulte de la régression, engagée depuis longtemps, des activités pastorales et agricoles. Le second est lié au développement du tourisme, et en particulier du tourisme de nature.

Les milieux ouverts, notamment les pelouses xérothermiques, qui comprennent un grand nombre d'espèces à haute valeur patrimoniale, des lichens aux oiseaux en passant par les insectes et les amphibiens, sont menacés par le reboisement spontané. Plusieurs espèces de lépidoptères, par exemple, sont en cours de raréfaction, voire même peut-être éteintes, comme *Chazara briseis* (Linnaeus, 1764), l'un des papillons connaissant la plus forte diminution en France, du fait de la régression de l'élevage ovin extensif (Ladet & Bauvet 2013). De même, les coléoptères coprophages sont gravement menacés à court terme par les médicaments vermifuges administrés aux bovins et aux chevaux et, à plus long terme, par le déclin du pâturage : *Pachylister inaequalis* (Olivier, 1789) et *Copris lunaris* (Linnaeus, 1758) sont en forte régression, *Scarabaeus laticollis* Linnaeus, 1767 a quasiment disparu, et *Gymnopleurus sturmi* (Mac Leay, 1821) est localement éteint.

Depuis les années 1960, le sud du département de l'Ardèche a connu un développement considérable de la fréquentation estivale, en particulier avec l'accroissement du nombre des résidences secondaires et de celui des campings. Cependant, la densité de l'habitat demeure faible dans l'éco-complexe ; sa configuration n'est pas favorable à l'augmentation des habitations, mais les risques pour certaines zones ne sont pas négligeables (Leprince & Guary 2014). Parallèlement, la qualité des eaux de surface se détériore. L'eutrophisation des eaux du Granzon est ainsi devenue un

phénomène préoccupant : elle provoque des explosions d'algues, suivies par une diminution de la concentration en oxygène nocive pour la riche flore de bryophytes aquatiques, et la population d'écrevisses à pieds blancs est en forte régression.

Des menaces particulièrement préoccupantes sont liées à la fréquentation touristique. Elle présente des modalités variées, depuis la promenade, dans les sentiers ou le long des berges des rivières, et la baignade, jusqu'à la pratique de sports de nature spécialisés (escalade, sports de rivière, spéléologie) et celle de sports motorisés. Quelques routes étroites traversent l'écocomplexe et donnent accès à des sites fortement attractifs. La topographie complexe du karst limite fortement les possibilités de circulation, mais des parkings et des sentiers de découverte ont été aménagés dans quelques zones. Une enquête menée pendant six mois en 2008, d'avril à septembre, a permis d'évaluer à 600 000 visites la fréquentation des parties les plus spectaculaires du méga-lapiaz (résultats non publiés). La concentration des visiteurs pourrait y provoquer des dérangements pour certaines espèces animales, tandis que le piétinement peut compacter ou éroder les sols, selon la topographie, et avoir un impact négatif sur la faune du sol et sur la reproduction de bryophytes au printemps. À cela s'ajoutent les impacts du vélo tout-terrain et des sports motorisés, qui multiplient les sentiers de façon anarchique (Baret 2003).

Les gorges du Chassezac et de la Baume sont en certains points très fréquentées pour la baignade. Les parcours en canoë-kayak se sont développés. Le piétinement et le frottement des coques peuvent avoir de graves conséquences sur les bryophytes aquatiques et amphibiens, et plus généralement sur les peuplements végétaux et animaux ripicoles. Par ailleurs, trois barrages ont modifié la dynamique du Chassezac qui tend, de ce fait, à fonctionner comme un lac dans certaines zones. En conséquence, les conditions d'existence des peuplements aquatiques sont profondément modifiées. Ainsi, les communautés de mousses rhéophiles (correspondant à l'association *Cinclidotetum danubici* Empain, 1973) ont pratiquement disparu, tandis qu'elles sont largement répandues dans l'Ardèche, dont le régime n'a pas été sensiblement modifié. À l'inverse, l'association *Octodiceratetum juliani* v. Krus. ex v. Hübschm., 1953, typiquement associée aux rivières lentes et perturbées, est devenue très

commune dans le Chassezac alors qu'elle est rare dans l'Ardèche (Celle & Hugonnot 2012). Les communautés de bryophytes productrices de travertins sont de même particulièrement sensibles aux changements de régime hydrique. Les variations fréquentes et rapides du niveau de l'eau dues aux lâchers des barrages contribuent à la forte régression de la faune des coléoptères ripicoles, qui ont fait l'objet d'observations depuis plusieurs décennies ; mais ce sont surtout la pollution des eaux et le piétinement massif des berges qui est nuisible à cette faune très spécialisée.

Un phénomène préoccupant est la multiplication, presque sans aucune régulation, des voies d'escalade : il en existe actuellement de l'ordre de 800 dans les seules gorges du Chassezac et il y a un nombre équivalent de parcours sur blocs dans le méga-lapiaz. L'escalade menace fortement l'abondance et la diversité des lichens et des bryophytes inféodés aux microhabitats de la base des falaises et des parois, tandis qu'elle favorise le développement d'espèces rudérales invasives (Thiel & Spribille 2007 ; Moyle Studlara *et al.* 2015). Elle menace aussi des phanérogames rares, ainsi que les conditions d'existence des oiseaux nicheurs et des chauves-souris des falaises (Baret 2003).

Actuellement, les populations de la plupart des troglobies terrestres sont encore florissantes. Cependant, le développement de la spéléologie comme loisir commercialisé est susceptible d'avoir des conséquences négatives sur la faune souterraine (Aberlenc 2016). En effet, la situation de certaines espèces, parmi celles qui ne sont connues que d'une ou de quelques localités, est fragile ; ainsi, le collembole troglobie *Deutonura anophthalma* Massoud & Thibaud, 1968, espèce endémique de Païolive découverte en 1966, n'a pas été retrouvé malgré d'intenses prospections en 2015 et en 2016. Par ailleurs, les espèces guanophiles et guanobies sont clairement menacées. En effet, les grandes colonies de chiroptères ont fortement régressé, du fait des dérangements, et les stocks de guano de nombreuses grottes ont disparu. Dans l'ensemble du site, seules deux grottes ont encore une production de guano relativement importante. Quant aux espèces stygophiles et stygobies, elles pourraient être menacées par la pollution des eaux d'infiltration à partir de dépôts d'ordures ou de gravats, ou du fait d'un assainissement mal assuré au niveau d'habitations dispersées et de campings (Baret 2003 ; Aberlenc 2016).

Conclusion

L'écocomplexe de Païolive forme une entité géographique caractérisée par une biodiversité importante à l'échelle de la France méditerranéenne. Non seulement il est riche d'espèces protégées légalement, ou au moins inscrites dans des listes rouges, mais il l'est bien plus encore de nombreuses espèces étroitement spécialisées, liées à des micro-habitats très particuliers dans les milieux ouverts, dans le mégalapiaz et sa forêt ancienne, dans les canyons et l'endokarst. À ce titre, il constitue un élément remarquable du *hotspot* méditerranéen.

Païolive se situe partiellement dans la zone périphérique du parc national des Cévennes, et partiellement dans le parc naturel régional des monts d'Ardèche. Diverses parties de l'écocomplexe ont été désignées soit comme Espace naturel sensible, au titre de la politique du département de l'Ardèche, soit comme sites Natura 2000, au titre de la mise en œuvre par la France de la directive européenne 92/43/CEE. Il y a donc une reconnaissance à la fois locale, nationale et internationale de l'importance du patrimoine naturel de Païolive. Cependant, les périmètres des espaces ainsi désignés ne sont pas concordants, ne recouvrent qu'une partie de l'écocomplexe, et ne peuvent donc en l'état assurer une protection satisfaisante. Or l'écocomplexe forme un ensemble écologique cohérent, délimité sur la base de critères objectifs. Il serait donc logique que la politique de conservation porte sur la totalité de son étendue. Une première étape pourrait être l'établissement d'une unique zone Natura 2000 dont le périmètre coïnciderait avec les limites de l'écocomplexe.

La biodiversité actuelle de Païolive résulte de multiples trajectoires évolutives, profondément marquées par les changements climatiques du Pleistocène, et conditionnées, à des degrés divers selon les milieux et les espèces, par les usages (ou absences d'usage) qui se sont succédé depuis la dernière glaciation. Le remarquable patrimoine biologique des écosystèmes forestiers s'est perpétué du fait de leur longue continuité au moins dans certaines zones et du fait d'une exploitation très faible, voire nulle. Les espèces, souvent très particulières, associées aux dalles et aux parois rocheuses ont sans doute aussi bénéficié de la continuité de ces habitats. En revanche, de nombreuses espèces patrimoniales de milieux ouverts ne sont maintenues que sous l'effet d'usages ruraux qui ont longtemps perduré,

en dépit de fortes variations dans leur intensité et leur étendue. La conservation de l'écocomplexe doit donc prendre en compte le caractère composite de son patrimoine naturel, et envisager sa trajectoire future en termes de préservation d'une mosaïque d'écosystèmes assurant le maintien de son exceptionnelle biodiversité.

Les menaces liées à la fréquentation touristique nécessitent à très court terme une régulation efficace portant aussi bien sur les flux de visiteurs et leur répartition spatiale que sur les sports de nature. Les transformations résultant de la forte (et ancienne) régression des usages ruraux et de la dynamique de reboisement qui s'ensuit, appellent une réflexion prospective envisageant le moyen et le long terme. Cette réflexion doit s'appuyer sur une compréhension des relations des écosystèmes et des hommes dans l'espace méditerranéen. Or deux visions s'opposent (Blondel & Médail 2009). Tandis que certains auteurs conçoivent l'état initial de cet espace comme un couvert forestier continu qui a été dégradé par la déforestation et le surpâturage (e.g. Attenborough 1987), d'autres pensent que les humains ont contribué à maintenir la diversité des paysages tels qu'ils se constituèrent spontanément au sortir de la dernière période glaciaire (e.g. Grove & Rackham 2001). En vérité, il est clair que les écosystèmes méditerranéens ont avec les humains une longue histoire commune au cours de laquelle, depuis 8 000 ans dans l'ouest du bassin méditerranéen, ils ont été maintes fois modifiés (e.g. Pons & Quézel 1985). Le façonnage d'une grande diversité de paysages, constituant des mosaïques de forêts, de prairies pâturées, de matorrals et d'espaces cultivés, a largement contribué à la mise en place de biodiversités locales élevées (Blondel & Médail 2009). C'est pourquoi l'abandon de modalités soutenables d'utilisation des terres peut constituer aujourd'hui une menace majeure pour la biodiversité de l'espace méditerranéen (Sirami *et al.* 2010).

La trajectoire passée de l'écocomplexe de Païolive, telle que nous avons pu en établir les grandes lignes, illustre une longue interaction des hommes et de la nature, fortement contrainte par la topographie et le fonctionnement hydrologique du milieu karstique. Imaginer sa trajectoire future doit en tenir compte. Il est légitime de souhaiter que la forêt de Païolive, forêt ancienne à haute valeur patrimoniale, non seulement se maintienne, mais s'étende et fonctionne librement là où c'est possible, afin d'assurer au mieux la conservation de toutes ses composantes (Schnitzler

2008). Cependant, désirer que l'ensemble de l'écocomplexe soit recouvert d'une forêt continue reviendrait à nier la réalité méditerranéenne, à oublier que les milieux ouverts ont, comme les forêts, une longue histoire évolutive et que la biodiversité qui leur est associée n'est pas moins naturelle. Cela reviendrait aussi à oublier que le couvert forestier méditerranéen ne fut sans doute jamais aussi dense et uniforme que certains l'imaginent, mais que les paysages furent plus vraisemblablement assez ouverts et hétérogènes, ainsi que le suggèrent les recherches paléoécologiques (Beaulieu *et al.* 2005), d'où la grande richesse de la région méditerranéenne en taxa endémiques propres aux milieux ouverts. Toutefois, certains scénarios d'évolution des écosystèmes méditerranéens sous l'influence du changement climatique envisagent la régression des écosystèmes forestiers, en particulier ceux qui constituent des isolats, et suggèrent la mise en place de politiques actives de reforestation (Resco de Dios *et al.* 2007). Le maintien de la biodiversité forestière pourrait donc nécessiter l'intervention humaine.

Nous avons montré que l'écocomplexe de Païolive non seulement constitue un pic de biodiversité, mais qu'il comprend aussi un patrimoine culturel important. Sa trajectoire future ne peut donc être envisagée sous le seul angle de la conservation de la biodiversité. La reconnaissance internationale de la catégorie de paysage culturel en 1992, par le Comité du patrimoine mondial, a ouvert de nouvelles perspectives, et l'Union internationale pour la conservation de la nature a adopté la catégorie de « paysage protégé » (catégorie V), qui désigne une aire protégée où l'interaction des humains et de la nature a produit un espace se distinguant par sa valeur esthétique, écologique et culturelle, et qui souvent héberge une biodiversité élevée (Mitchell & Buggey 2000). L'Europe est riche de tels espaces (Plieninger *et al.* 2006). Leur conservation nécessite une stratégie fondée sur un partenariat avec les populations concernées, et une gérance menée en accord avec les propriétaires des terres, de façon à assurer à long terme la meilleure conservation possible de la diversité des milieux et des espèces (Beresford & Philips 2000). Dans des espaces soumis à une forte pression touristique, comme Païolive, des interactions complexes, souvent conflictuelles, jouent entre les intérêts économiques, les touristes aux demandes différentes et les contraintes qu'impose la conservation des patrimoines naturels et culturels (e.g. Bell *et al.* 2007). L'adhésion des parties prenantes à

tout projet visant à délimiter un espace dédié à la conservation est de fait un enjeu majeur, comme l'a montré un récent bilan de la politique des zones Natura 2000 en France (Allag Dhuisme *et al.* 2015). Le devenir de l'écocomplexe de Païolive, qu'il soit couvert ou non par une zone Natura 2000 cohérente, doit donc être envisagé dans le cadre d'un projet de territoire qui mobilise l'ensemble des acteurs concernés, afin d'en orienter la trajectoire dans une direction collectivement assumée. En raison de son exceptionnelle biodiversité, qui justifie qu'il soit ajouté aux mini-hotspots identifiés par Médail & Quézel (1997), en raison de ses patrimoines préhistorique et vernaculaire, son devenir devrait donc être envisagé dans le cadre d'une réflexion large sur le territoire exceptionnel de l'Ardèche méridionale, dont il constitue une composante majeure.

Remerciements

L'association Païolive remercie pour leur soutien et leurs financements le parc national des Cévennes, la région Rhône-Alpes, le département de l'Ardèche, l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, le Conservatoire botanique national du Massif central, le WWF-France et la FRAPNA-Ardèche.

De très nombreux naturalistes amateurs et professionnels ont contribué soit à des recherches sur le terrain, soit à l'étude systématique et à la détermination d'échantillons, et nous ont procuré de multiples renseignements, soit directement, soit par le biais d'associations (Société botanique de l'Ardèche, LPO Ardèche, FRAPNA-Ardèche). Nous remercions tout particulièrement :

Cédric Alonso, Judicaël Arnaud, Robin Arpad, Pierre Arousseau (*in memoriam*), Jean Balazuc (*in memoriam*), Marie-Hélène Balazuc, Jérôme Barbut, Jean Barou, Philippe Barth, Luc Bellemère, Sergueï Belokobylskij, Christophe Bernier, Alain Bertrand, Michel Bertrand, Nicolas Borel, Stéphane Bouchet, Christophe Bouquet, Philippe Bruneau de Miré, Benjamin Calmont, Emmanuel Castella, Paul Chalivet, Jean-Marc Champanhet, Jacques Chassain, Hubert Cleu (*in memoriam*), Gilbert Cochet, Jérôme Cortet, Thomas Croze, Gianfranco Curletti, Stéphanie Daydé-Fonda, Marc Debreuil, Bernard Defaut, Louis Deharveng, Sylvain Déjean, Gérard Delvare, Thierry Deuve, Henry Disney, Alain Drumont, Jean

Férole, Günther Fleck, Jean-François Flot, Antoine Foucart, Sébastien Franchini, Jean-Jacques Geoffroy, Jean-François Germain, Christian Gibeaux, François-Marie Gibon, Jean-Paul Haenni, Cyrille d'Haese, Étienne Irio, Gérard Issartel, Lucie Jarentowski, Paul Jourdan, Serge Kreiter, Harold Labrique, Pascal Leblanc, Jean-Claude Ledoux (*in memoriam*), Vincent Lefebvre, Guy Lempérière, Philippe Lentenois, Patrice Leraut, Françoise Lescher-Moutoué, Gilbert Liskenne (*in memoriam*), Jean-Pierre Lumaret, Jean-Michel Maldès, Michel Martinez, André Masseur, Bruno Michel, Joël Minet, Karine Mongouachon, Camille Montaigu, Jean-Paul Mauriès, Jean-François Noblet, Jean Orousset, Ionut Pavel, Francisco Javier Peris-Felipo, Roger Per-rayon, Laurent Péru, Olivier Peyronel, Olivier Plantard, Jean-Yves Rasplus, Pierre Réveillet (*in memoriam*), René Richet, Claude Rigollet (*in memoriam*), Élodie Rosinski, Walter Rossi, Eric Sardet, Véronique & Jean-Pierre Sarthou, Christophe Sautière, Isabelle Sauvage, Jacques Schnetzler, Julia Shrubovych, Jean-Philippe Sibley, J. van der Smissen, Martin C.D. Speight, Fabio Stoch, Jean-Claude Streito, Pierre Tauzin, Bernard Teyssier, Jean-Marc Thibaud, Michel Tingaud, Jean-Marc Tison, Marc Tronquet, Raymond Wahis, Michel Wienin, Théo Zeegers.

Les photographies ou dessins sont dus à Henri-Pierre Aberlenc (1 A, B ; 12 A, B, C ; 13 A ; 15 A, B, C ; 19 A, B, C ; 21 A, B ; 22 A, B ; 29 A, B, C, D, E, F), Pierre Arousseau (23 E), Jean Balazuc (28 A, B), Corinne Bauvet (12 G, H, I ; 22 C ; 26 A, B, C, D, E, F), Nicolas Bianchin (17 A, B ; 18 A ; 22 D ; 23 C, D, F ; 24 B, E), Patrick Blandin (4 A, E, G ; 13 B, C, E ; 14 C ; 15 E ; 17 E), Marc Debreuil (21 C), Arnaud Descheemacker (24 C, D, F), Jean Donnet (9), Bruno Gravelat – CBNMC (20 B), Jean-François Holtof (7 A ; 13 D ; 14 A, B ; 15 D ; 17C ; 18B, C, D), Vincent Hugonnot (12 D, E, F ; 17D ; 20 C ; 25 A, B, C, D, E, F), Francis Lagarde (20 D), Patrick Lenoble (4 C, D), Maurice Lhomme (4 B, F ; 16 A, B), Sylvain Nicolas – CBNMC (20 A ; 24A), Jacques-Henri Leprince (23 A), Emeric Sulmont (23 B), Jean-Marc Thibaud (28 C). La figure 7 B nous a été aimablement fournie par le musée d'Orgnac. La figure 11 a été établie à partir de photographies aériennes fournies par l'Institut géographique national. Les cartes des figures 2, 3, 5, 6, 10 et 27 ont été réalisées par Maurice Lhomme, celles de la figure 20 par Nicolas Bianchin.

Bibliographie

- Aberlenc H.P., 1987. Coléoptères de l'Ardèche. Premier supplément à l'inventaire de J. Balazuc (1984). *Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon* 56 (10): 320-349.
- Aberlenc H.P., 1996. Coléoptères de l'Ardèche. Deuxième supplément à l'inventaire de J. Balazuc (1984). *Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon* 65 (4): 113-152.
- Aberlenc H.P., 2006. La grande Cétoine bleue, Graal du patrimoine naturel de Païolive. *La Viste* 19: 42-48.
- Aberlenc H.P., 2008. Les insectes du bois de Païolive : premier supplément à l'inventaire. *Cahiers de Païolive* 1: 155-167 ; pl. 17-18.
- Aberlenc H.P., 2011. *Première contribution à la connaissance des coléoptères de la réserve naturelle régionale des Grads de Naves (bois de Païolive, Ardèche)*. Association Païolive/ Région Rhône-Alpes, Lablachère/Lyon, 10 p.
- Aberlenc H.P., 2016. Les arthropodes souterrains de l'éco-complexe de Païolive et des Gras, *Cahiers de Païolive* 2: 19-62.
- Aberlenc H.P. & Lentenois P., 2003. Les insectes du bois de Païolive. In: Holtof J.F. & Schnetzler J. (eds.), *De Saint-Eugène en Païolive*. La Fontaine de Siloé, Montmélian: 55-72.
- Aberlenc H.P., Curletti G., Dutto M. & Tassi F., 2003. *Eupotosia mirifica*, joyau menacé du patrimoine naturel européen (Coleoptera, Cetoniidae). In: Mason F., Nardi G. & Tisato M. (eds.), *Proceedings of the international symposium "Dead wood: a key to biodiversity"*, Mantova, May 29th-31st 2003. Sherwood 95, Suppl. 2: 69-72.
- Adams K.J., 1984. *Zygodon forsteri* (With.) Mitt. in Epping Forest. *Bulletin of the British bryological society* 43: 26-27.
- Allag Dhuisme F., Barthod C., Domallain D., Jour-dier G., Reichert P. & Velluet R., 2015. *Analyse du dispositif Natura 2000 en France*. Rapport CGEDD n° 009538-01, CGAAER n° 15029. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt, Paris, 139 p.
- Anonyme 1988. *Le pays des Vans à travers les âges*, T.I, *Notes d'histoire*. D'azur au soleil d'or, Les Vans, 351 p.
- Anonyme 1991. *Le pays des Vans à travers les âges*, T.II, *Notes et documents d'histoire*. D'azur au soleil d'or, Les Vans, 396 p.
- Anonyme 1995. *Le pays des Vans à travers les âges*, T.III, *Patrimoine médiéval du pays des Vans*. D'azur au soleil d'or, Les Vans, 217 p.
- Attenborough D., 1987. *The first eden. The Mediterranean world and man*. Collins/BBC Books, London, 240 p.
- Arousseau P., 2008. Nouvelles espèces de plantes vasculaires découvertes à Païolive. *Cahiers de Païolive* 1: 139-149.
- Arousseau P. & Mandin J.-P., 2007. Sortie du dimanche 24 juin 2007 : Granzon, Naves (Ardèche). *Bulletin de la Société botanique de l'Ardèche* 52: 65-67.
- Bakalowicz M., 2008. Réflexion sur la genèse du karst du bois de Païolive. *Cahiers de Païolive* 1: 87-92.
- Balazuc J., 1956. *Spéléologie du département de l'Ardèche*. *Rassegna speleologica italiana e Societa speleologica italiana, Memoria II*. Cosmo, 158 p., 62 pl., 1 carte.

- Balazuc J., 1984. Coléoptères de l'Ardèche. *Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon*, supplément, 53: 1-334.
- Balazuc J., 1986. *Spéléologie du département de l'Ardèche* (2^e édition revue et augmentée). Les éditions de la bouquinerie ardéchoise, Grospierres, 189 p., 62 pl., 1 carte.
- Baret J. 2003. Conclusion. In: Holtot J.F. & Schnetzler J. (eds.), *De Saint-Eugène en Païolive*. La Fontaine de Siloé, Montmélian: 87-88.
- Barth P., 2008. Les formes du karst. *Cahiers de Païolive* 1: 93-94.
- Barth P. & Wiénin M., 2016. Brève histoire géologique de l'Ardèche méridionale. *Cahiers de Païolive* 2: 10-18.
- Barthod C. & Ollagnon H., 1993. Vers une gestion patrimoniale de la protection et de la qualité biologique des forêts. *Revue forestière française* 45: 159-163.
- Bassi, I. & Favre, P., 2008. *Inventaire des chiroptères sur le site Natura 2000 « La Cèze et ses gorges » (Gard) – FR 91 01399 – État des lieux, analyse et propositions de gestion*. Office national des forêts, Montpellier, 48 p.
- Bauvet C., 2005. Les lichens du département de l'Ardèche. *Bulletin de la Société linnéenne de Provence* 56: 161-200.
- Bauvet C., 2006. Inventaire préliminaire des lichens sur la réserve naturelle régionale des Gras de Naves dans le département de l'Ardèche. *Bulletin d'information de l'association française de lichénologie* 31: 41-50.
- Bauvet C., 2007. Les lichens du département de l'Ardèche – Complément (août 2005-avril 2007) et corrections. *Bulletin de la Société linnéenne de Provence* 58: 79-101.
- Bauvet C., 2008. Première présentation des lichens de Païolive. *Cahiers de Païolive* 1: 121-138.
- Bauvet C., 2009. Les lichens du département de l'Ardèche – Compléments 2 (mai 2007-mai 2009). *Bulletin de la Société linnéenne de Provence* 60: 100-113.
- Bauvet C., 2011a. *Les lichens de la réserve naturelle des Gras de Naves (commune des Vans, Ardèche), inventaire 2010*. Région Rhône-Alpes/FRAPNA-07, Largentière, 19 p.
- Bauvet C., 2011b. *Les lichens de la réserve naturelle des Gras de Naves (commune des Vans, Ardèche), inventaire 2011*. Région Rhône-Alpes/FRAPNA-07, Largentière, 22 p.
- Bauvet C., 2011c. *Complément d'inventaire des lichens corticoles de Païolive*. Association Païolive/WWF/Parc national des Cévennes/FRAPNA-07, Largentière, 82 p.
- Bauvet C., 2012. *Les lichens de la réserve naturelle des Gras de Naves (commune des Vans, Ardèche), inventaire 2012 et synthèse des connaissances*. Région Rhône-Alpes/FRAPNA-07, Largentière, 32 p.
- Bauvet C., 2014. *Les lichens de la réserve naturelle des Gras de Naves (commune des Vans, Ardèche), inventaire 2013*. Région Rhône-Alpes/FRAPNA-07, Largentière, 19 p.
- Beaulieu J. L. de, Miras Y., Andrieu-Ponel V. & Guiter F., 2005. Vegetation dynamics in north-western Mediterranean regions : Instability of the Mediterranean bioclimate. *Plant Biosystems* 139(2): 114-126.
- Bell S., Tyrväinen L., Sievänen T., Pröbstl U. & Simpson M., 2007. Outdoor recreation and nature tourism: A European perspective. *Living Rev. Landscape Res.* 1, (2007), 2. <http://dx.doi.org/10.12942/lrlr-2007-2>.
- Beltrame C., 2007. *Problèmes posés par le concept d'espace en biologie de la conservation. Exemple des centaurées de la section Maculosae dans les régions méditerranéenne et alpine de l'Europe occidentale*. Thèse de doctorat en écologie de l'université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 101 p.
- Beresford M. & Phillips A., 2000. Protected landscapes: A conservation model for the 21st century. *The George Wright Forum* 17(1): 15-26.
- Berger G., Elmi S., Brouder P., Gras H., Arène J., Bigot M., Frère I., Spy-Anderson F.L., Alabouvette B., Brière M., Debrand-Passard S., Boltenhagen C., Ternet Y. & Ménillet F., 1988. *Carte géologique de la France (1/50 000), feuille Bessèges (888)*. Bureau des recherches géologiques et minières, Orléans.
- Bianchin N., 2008. Bilan sur la flore patrimoniale et remarquable de Païolive. *Cahiers de Païolive* 1: 143-149.
- Blanchemanche P., 1986. *Bâtisseurs de paysages : terrassement, épierrement et petite hydraulique agricole en Europe du xvii^e au xix^e siècle*. Maison des sciences de l'homme, Paris, 329 p.
- Blandin P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie* 17(4): 215-307.
- Blandin P. & Lamotte M., 1984. Écologie des systèmes et aménagement : fondements théoriques et principes méthodologiques. In: Lamotte M. (éd.), *Fondements rationnels de l'aménagement d'un territoire*. Masson, Paris: 139-162.
- Blandin P. & Lamotte M., 1988. Recherche d'une entité écologique correspondant à l'étude des paysages : la notion d'écocomplexe. *Bulletin d'écologie* 19(4): 547-555.
- Blondel J. & Médail F., 2009. Biodiversity and Conservation. In: Woodward J.C. (ed.), *The physical geography of the Mediterranean*. Oxford University Press, Oxford: 615-650.
- Bonin G. & Romane F., 1996. Chêne vert et chêne pubescent. Histoire, principaux groupements, situation actuelle. *Forêt méditerranéenne* 17(3): 119-128.
- Bozon P., 1961. *La vie rurale en Vivarais. Étude géographique*. Imprimeries réunies, Valence-sur-Rhône, 641 p.
- Breistroffer M., Bernard C. & Farille M., 1974. Compte rendu sommaire de la 102^e session extraordinaire de la Société : Montélimar, 1-7 juin 1973. *Bulletin de la Société botanique de France* 121: 49-72.
- Brewer S., Cheddadi R., Beaulieu J.L. de, Reille M., Data contributors, 2002. The spread of deciduous Quercus throughout Europe since the last glacial period. *Forest Ecology and Management* 156: 27-48.
- Bricaud O., 2010. *Les lichens des forêts de la région méditerranéenne française et leur relation avec la continuité écologique des boisements*. Wwf, Marseille, 118 p.
- Bricaud O., Bauvet C., 2006. *Aperçu de la végétation lichénique du bois de Païolive (Ardèche)*. Association française de lichénologie/Association Païolive, Lablachère, 35 p. + annexes.
- Brustel H., 2004. *Coléoptères saproxyliques et valeur biologique des forêts françaises*. Office National des Forêts, coll. « dossiers forestiers » n° 13, 297 p.
- Cachat S., Duval M. & Gauchon C., 2012. Ici, là ou ailleurs ? Les enjeux liés à la localisation d'un grand équipement, l'espace de restitution de la grotte Chauvet. *Monde du Tourisme*, 5: 13-30.

- Calmont B., 2011. Présence de l'Histeridae *Merohister ariasi* (Marseul, 1864) dans le département de l'Ardèche. *Rutillans*, 14: 16-18.
- Calmont B. & Brustel H. 2011. *Inventaire des coléoptères saproxyliques du site Natura 2000 du bois de Païolive (07)*. Rapport final octobre 2011. Société d'histoire naturelle Alcide-d'Orbigny/École d'ingénieurs de Purpan, Aubière/Toulouse, 282 p.
- Camps G., 1971. À propos du Néolithique ancien de la Méditerranée occidentale. *Bulletin de la Société préhistorique française* 68: 48-50.
- Celle J. & Hugonnot V., 2012. Les communautés bryophytiques du lit mineur des gorges de l'Ardèche comme témoins de sa richesse écosystémique. *Ecologia mediterranea* 38: 29-41.
- Chabaud M. (dir.), 2016. *Païolive souterrain*. *Cahiers de Païolive* 2, 352 p.
- Charrié P. & Sterckeman C., 2003. *Hélène Champanhet, journal d'une dame du Vivarais*. Éditions et régions, Valence, 94 p.
- Chauvet L., 1966. La végétation du bois de Païolive et de ses abords. *Cévennes et Mont Lozère* 13: 11-15.
- Clauzon G., 1982. Le canyon messinien du Rhône : une preuve décisive du « *Dessicated deep-bassin model* » (Hsu, Cita, Ryan, 1973). *Bulletin de la Société géologique de France* 24: 597-610.
- Cocâtre D., 2008. Premier cas connu de reproduction du Pélobate cultripède (*Pelobates cultripipes*) en basse Ardèche, un crapaud rare et méditerranéen. *Cahiers de Païolive* 1: 173-174.
- Cockle-Bétian A., Issartel G. & Schwaab F., 2016. Les chiroptères de Païolive. *Cahiers de Païolive* 2: 65-77.
- Coste A. & Gutherz X., 1976. Découverte de la phase récente de la culture cardiale dans les garrigues de Nîmes (Gard). *Bulletin de la Société préhistorique française* 73: 246-250.
- Coûteaux M., 1974. Essai de cartographie écologique du Bas-Vivarais : feuilles de Bessèges et de Bourg-Saint-Andéol. *Documents de cartographie écologique* 13: 49-68.
- Coûteaux M., 1975. Recherches écologiques en Ardèche. Essai de cartographie de la flore et de la végétation. *Comptes-rendus du 98^e congrès national des sociétés savantes, Saint-Étienne (1973)*: 219-235.
- Couvet D. & Vandavelde J.C., 2014. Biodiversité ordinaire : des enjeux écologiques au consensus social. In: Casetta E. & Delord J. (eds.), *La biodiversité en question. Enjeux philosophiques, éthiques et scientifiques*. Éditions matériologiques, Paris: 183-208.
- Déjean S. & Ledoux J.C., 2011. De araneis Galliae, III, 4. *Bassaniana versicolor baudueri* (Simon, 1932). *Revue arachnologique* 17: 88-92.
- Delhon C., Thiébaud S., Brochier J.L. & Berger J.F., 2010. Dynamiques de végétation au Tardiglaciaire et à l'Holocène ancien en moyenne vallée du Rhône d'après les données anthracologiques. *Quaternaire* 21: 281-293.
- Descouings B. M., 1986. Quelques plantes nouvelles pour le département de l'Ardèche. *Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon* 55: 351-357.
- Díaz-Paniagua C., Florencio M., Gómez-Rodríguez C., Fernández-Zamudio R., Sousa A., Garcia Murillo P., Siljestrom P., Serrano L., 2014. Las lagunas de Doñana siguen estando en peligro. *Quercus* 340: 37-44.
- Doignon P., 1947. *Flore du massif de Fontainebleau, bryophytes : catalogue des muscinées observées en forêt de Fontainebleau, dans la basse vallée du Loing et les zones circonvoisines*. Centre régional de recherches naturalistes, Fontainebleau, 80 p.
- Duguet R., Ladet A., Peyronel O. & Dallard, R., à paraître. Mise au point sur la répartition présente et passée du Pélobate cultripède, *Pelobates cultripipes* (Cuvier, 1829) (Anura : Pelobatidae) dans le département de l'Ardèche (07). *Bulletin de la Société herpétologique de France*.
- Duguet R., Arnaboldi F., Boistel R., Cheylan M., Delaugerre M., Dubois A., Engel E., Fouquet A., Geniez M., Joly P., Lemoine G., Melki F., Percsy C., Ribéron A., Rufray V., Salvidio S., Thirion J.-M. & Vacher, J.-P., 2003. *Les Amphibiens de France, Belgique et Luxembourg*. Biotope, Mèze, 480 p.
- Elmi S., Brouder P., Berger G., Gras H., Busnardo R., Bérard P. & Vautrelle, C., 1989. *Notice explicative, Carte géologique de la France (1/50 000), feuille Bessèges (888)*. Bureau des recherches géologiques et minières, Orléans, 115 p.
- Esquieu Y., 2003. L'ermitage de Saint-Eugène : étude archéologique. In: Holtof, J.F. & Schnetzler, J. (eds.). *De Saint-Eugène en Païolive*, La Fontaine de Siloé, Montmélian: 155-160.
- Farcis D., 1973. *Étude sur le Bas-Vivarais d'après les estimes de 1464*. Thèse de l'École nationale des Chartes, Paris, 250 p.
- Faugier C., 2003. Aperçu sur la faune spécifique du bois : les vertébrés. In: Holtof, J.F. & Schnetzler, J. (eds.). *De Saint-Eugène en Païolive*, La Fontaine de Siloé, Montmélian: 73-86.
- Flandin I., 1880. Indications de trois plantes nouvelles pour la Flore du Gard et désignation de nouveaux habitats pour quelques espèces rares de ce département. *Bulletin de la Société d'étude des sciences naturelles de Nîmes* 8: 71-76.
- Fondation pour la recherche sur la biodiversité, 2013. Les valeurs de la biodiversité, reflet des relations multiples des hommes à la nature. *Des clés pour comprendre la biodiversité*, Fiche-clé n° 3, 6 p.
- Gaisler J., Kovařík M. & Štefka L., 2011. Two unusual records of the lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*) in the Moravian karst (Czech Republic). *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 22(1): 73-79.
- Geniez P. & Cheylan M., 2012. *Les amphibiens et les reptiles du Languedoc-Roussillon et régions limitrophes. Atlas biogéographique*. Biotope/ Muséum national d'histoire naturelle, Mèze/Paris, 448 p.
- Girerd B. & Roux J.-P., 2011. *Flore du Vaucluse, troisième inventaire, descriptif, écologique et chorologique*. Biotope, Mèze, 1 024 p.
- Grove A.T. & Rackham O., 2001. *The nature of Mediterranean Europe. An ecological history*. Yale University Press, New Haven, 384 p.
- Gurcel K., 2011. *Dimissalna dimissa* (Hagen, 1856), dernière espèce de cigale découverte en France, observée dans le département du Var (Hemiptera Cicadidae). *L'Entomologiste* 67: 105-108.
- Hodgetts N.G., 2015. *Checklist and country status of European bryophytes – towards a new red list for Europe*. Irish Wildlife Manuals, 84, National Parks and Wildlife Service, Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht, Dublin, 125 p.
- Holtof J.F., 2003. Saint Eugène de Tolède et son culte. In: Holtof J.F. & Schnetzler J. (eds.). *De Saint-Eugène en Païolive*, La Fontaine de Siloé, Montmélian, 257-286.
- Holtof J.F., 2008. Étude des cadastres anciens. *Cahiers de Païolive* 1: 205-209.

- Holtorf J.F. & Schnetzler J., 2003. *De Saint-Eugène en Païolive*, La Fontaine de Siloé, Montmélian, 319 p.
- Hugonnot V. & Schill D., 2006. *Mannia californica* (Gottsche ex Underw.) L.C.Wheeler (Aytoniaceae, Marchantiales) in Ardèche (France), new to Europe. *Cryptogamie, Bryologie* 27: 181-189.
- Hugonnot V., 2010. Mousses et hépatiques de Païolive (Ardèche et Gard, France). *Bulletin de la société botanique du Centre-Ouest*, numéro spécial 34: 1-293.
- Hugonnot V., Celle J. & Sulmont E., 2012. Compléments à l'inventaire des mousses et des hépatiques de Païolive. *Bulletin de la société botanique du Centre-Ouest*, numéro spécial 43: 679-683.
- Hugonnot V. & Roland M., 2008. Païolive, un site d'intérêt européen pour les mousses. *Cahiers de Païolive* 1: 103-120.
- Issartel G., 2001. Inventaire des chiroptères du parc national des Abruzzes (Italie). *Le Rhinolophe* 15: 141-156.
- Jackson J.B., 1984. *Discovering the Vernacular Landscape*. Yale University Press, New Haven, 165 p.
- Janzen D.H. & Hallwachs W., 1994. *All taxa biodiversity inventory (ATBI) of terrestrial systems. A generic protocol for preparing wildland biodiversity for non-damaging use*. The national science foundation, Arlington, 132 p.
- Kalai C., 1998. *Reconstitution du paléoenvironnement végétal et du paléoclimat de la fin du Pléistocène moyen et du Pléistocène supérieur d'après les analyses polliniques de la baume Moula-Guercy, du site de Payre et de l'abri des Pêcheurs (Ardèche, France)*. Thèse de doctorat du Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 189 p.
- Kessler F. & Bianchin N., 2011. Plantes nouvelles ou intéressantes pour le département de l'Ardèche. *Journal de botanique de la Société botanique de France* 49: 13-31.
- Kremer A. & Petit R., 2001. L'épopée des chênes européens. *La Recherche* 342: 40-43.
- Kryštufek B., 2007. Bat hibernacula in a cave-rich landscape of the northern dinaric karst, Slovenia. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 18: 195-204.
- Ladet A., 2008. Les oiseaux de Païolive. Actualisation de l'inventaire. *Cahiers de Païolive* 1: 175-186.
- Ladet A. & Bauvet C., 2013. *Inventaire des papillons diurnes des milieux ouverts des Gras de Païolive (site Natura 2000 B4 et Espace naturel sensible). Synthèse des connaissances et prospections de l'année 2012*. FRAPNA-07, Largentière, 126 p.
- Ladet A., Bauvet C., Juliand P. & Juliand C., 2006. *Inventaire 2006 des odonates du site ENS « Gorges du Chassezac et Bois de Païolive »*. FRAPNA-07/GRPLS, Saint-Étienne-de-Fontbellon/Montalieu, 83 p.
- Laffont P.Y., 2003. Le castrum de Cornillon : histoire et archéologie d'un habitat médiéval déserté. Des origines au début de la guerre de Cent Ans. In : Holtorf, J.F. & Schnetzler, J. (eds.). *De Saint-Eugène en Païolive*, La Fontaine de Siloé, Montmélian: 119-126.
- Laffont P.Y., 2009. *Châteaux du Vivarais : pouvoirs et peuplements en France méridionale du haut Moyen Âge au XIII^e siècle*. Presse universitaire de Rennes, Rennes, 340 p.
- Lagarde F., 2007. Compte rendu de la mini-session dans le Gard des 29, 30 avril et 1^{er} mai 2006. *Journal de botanique de la Société botanique de France* 38: 49-72.
- Leclerc P., 1979. *Les phénomènes de spéciation chez les pseudoscorpions cavernicoles des karsts de la bordure orientale des Cévennes*. Rapport de DEA de biologie évolutive de l'université de Paris VI, 77 p., 18 pl., 3 cartes.
- Leclerc P., 1984. *Étude biométrique de populations de faible effectif ; le cas des pseudoscorpions cavernicoles du sous-genre Chthonius (Arachnida ; Chthoniidae)*. Thèse de doctorat de troisième cycle, spécialité biométrie, de l'université Claude Bernard de Lyon I, 146 p.
- Lentenois P., 1997. Inventaire des lépidoptères du bois de Païolive (Ardèche). *Revue de l'association roussillonnaise d'entomologie* 7: 46-64.
- Leprince J.H. & Guary C., 2014. *Cartographie des habitats et diagnostic de l'occupation du sol du site Natura 2000. Bois de Païolive et basse vallée du Chassezac*. FR 8201656. FRAPNA-07, Largentière, 264 p.
- Lescure J. & de Massary J.-C., 2012. *Atlas des amphibiens et reptiles de France*. Biotopie/Muséum national d'histoire naturelle, Mèze/Paris, 272 p.
- Lhomme G., 1969. Dolmen sous tumulus de Granges (Ardèche), fouilles 1969. *Bulletin de l'association de paléontologie et de préhistoire, amis du muséum de Lyon*: 39-43.
- Lhomme G., 1973. Recherches 1973 sur la préhistoire récente du Vivarais. *Bulletin des amis du muséum de Lyon*: 52-58.
- Lhomme G., 1976. L'Abri des Pêcheurs à Casteljau (Ardèche). *Études préhistoriques* 13: 1-8.
- Lhomme G., 1983. Un nouveau gisement paléolithique dans la moyenne vallée du Rhône : l'Abri des Pêcheurs à Casteljau (Ardèche). In: *Congrès préhistorique de France, Montauban-Cahors, 1979*, Société préhistorique française, Paris: 182-188.
- Lhomme G., 2003. Archéologie et occupations humaines du dernier âge glaciaire à l'époque romaine. In: Holtorf J.F. & Schnetzler J. (eds.). *De Saint-Eugène en Païolive*, La Fontaine de Siloé, Montmélian: 91-114.
- Lhomme G., 2008. Faunes, flores et climats à Païolive au Pliocène et au Pléistocène. *Cahiers de Païolive* 1: 23-66.
- Lhomme M. & Lhomme G., 1988. Inventaire des dolmens du canton des Vans. *Revue du Vivarais* 42: 257-272.
- Mandin J.P., 1990. *Essai de chorologie écologique sur la flore vasculaire du Vivarais méridional*. Thèse de doctorat d'écologie végétale de l'université des sciences et techniques du Languedoc, Montpellier, 229 p. + Annexes, 262 p.
- Massaoudi H., Falgueres C., Bahain J.J., Yokoyama Y. & Lhomme G., 1994. Datation d'ossements et de planchers stalagmitiques provenant de l'Abri des Pêcheurs (Ardèche) par la méthode des déséquilibres des familles de l'uranium (U-Th). *Quaternaire* 5: 79-83.
- Mauriès J.-P., 1983. Le genre *Galliocookia* Ribaut, 1954. Deux espèces nouvelles des grottes de l'Ardèche et du Gard (Myriapoda, Diplopoda, Polydesmida). *Bulletin de la société d'histoire naturelle de Toulouse* 119: 103-110.
- Mauriès J.-P., 1985. Polydesmide et craspedosomides cavernicoles nouveaux de France et du Maroc. *International Journal of Speleology* vol. 1984-1985: 51-62.
- Médail F., 2016. Biodiversité. In: Albera D., Crivello M. & Tozy M. (eds.), *Dictionnaire de la Méditerranée*.

- Actes Sud/Maison méditerranéenne des sciences de l'homme, Marseille: 172-180, pl. IV-V.
- Médail F. & Diadema K., 2009. Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. *Journal of Biogeography* 36: 1333-1345.
- Médail F. & Myers N., 2004. Mediterranean Basin. In: Mittermeier A., Robles Gil P., Hoffmann M., Pilgrim J., Brooks T., Mittermeier C.G., Lamoreaux J. & da Fonseca G.A.B. (eds.), *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. CEMEX, Monterrey, Conservation International, Washington and Agrupación Sierra Madre, Mexico: 144-147.
- Médail F. & Quézel P., 1997. Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84: 112-127.
- Médail F. & Quézel P., 1999. Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin : Setting global conservation priorities. *Conservation Biology* 13: 1510-1513.
- Mitchell N. & Buggey S., 2000. Protected landscapes and cultural landscapes: Taking advantage of diverse approaches. *The George Wright Forum* 17: 35-46.
- Mitchell N., Rössler M. & Tricaud P.M., 2011. *Paysages culturels du patrimoine mondial. Guide pratique de conservation et de gestion*. UNESCO, Paris, coll. « Cahiers du patrimoine mondial » n° 26, 136 p.
- Mittermeier R.A., Robles-Gil P. & Mittermeier C.G. (eds.), 1997. *Megadiversity. Earth's biologically wealthiest nations*. CEMEX/Agrupación Sierra Madre, Mexico, 501 p.
- Mittermeier R.A., Robles-Gil P., Hoffmann M., Pilgrim J., Brooks T., Mittermeier C.G., Lamoreaux J. & da Fonseca G.A.B. (eds.), 2004. *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. CEMEX, Monterrey, Conservation International, Washington, and Agrupación Sierra Madre, Mexico City, 391 p.
- Mocochain L., Audra P., Clauzon G., Bellier O., Bigot J.Y., Parize O. & Monteil P., 2009. The effect of river dynamics induced by the Messinian Salinity Crisis on karst landscape and caves : Example of the Lower Ardèche river (mid Rhône valley). *Geomorphology* 106: 46-61.
- Molinier A., 1985. *Stagnations et croissance : Le Vivarais aux XVII^e-XVIII^e siècles*. Éditions de l'École des hautes études en sciences sociales, Paris, 499 p.
- Moncel M.H., 2008. Le point des recherches sur l'Abri des Pêcheurs (Ardèche). Des occupations néanderthaliennes dans un « fossé ». *Cahiers de Païolive* 1: 189-197.
- Montreuil O., Indary S. & Azar D., 2010. *Eupotosia mirifica koenigi* (Reitter, 1894), sous-espèce réhabilitée au Liban (Coleoptera, Cetoniidae). *Bulletin de la Société entomologique de France* 115: 393-395.
- Morin D. & Dayde-Fonda S., 2010. *Inventaire des insectes orthoptéroïdes du bois de Païolive et de ses environs (France : Ardèche, Gard) (Orthoptera, Ensifera, Caelifera, Dermaptera, Dictyoptera, Phasmoptera)*. WWF France/Association Païolive, Lablachère, 21 p.
- Munoz F., 2004. *Vicia melanops* Sibth. Et Sm., adventice éphémère des gorges de Mallevall (Loire, France). *Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon* 73: 205-208.
- Myers N., 1990. The biodiversity challenge: Expanded Hot-Spots analysis. *The Environmentalist* 10: 243-256.
- Naud G. & Reboulet S., 2008. Le stratotype de Berrias (Ardèche, France) : référence internationale de l'étage Berriasien. *Cahiers de Païolive* 1: 71-85.
- Nectoux D. 2003. Analyse géologique du site. In: Holtof J.F. & Schnetzler J. (eds.). *De Saint-Eugène en Païolive*, La Fontaine de Siloé, Montmélian: 23-33.
- Peris-Felipo F.J. & Aberlenc H.P., 2016. The genus *Dinotrema* Foerster, 1863, in the Païolive ecocomplex caves (Southern France) (Hymenoptera, Bracnidae, Alysiniinae). *Bulletin de la Société entomologique de France* 121(3): 309-312.
- Perroud L., 1884. Quelques herborisations dans l'Ardèche, la Drôme et les Bauges. *Annales de la Société botanique de Lyon* 11(1883): 95-132.
- Petit R. J., Brewer S., Bordács S., Burg K., Cheddadi R., Coart E., Cottrell J., Csaikl U. M., van Dam B., Deans J. D., Espinel S., Fineschi S., Finkeldey R., Glaz I., Goicoechea P.G., Jensen J. S., König A. O., Lowe A. J., Madsen S. F., Mátyás G., Munro R. C., Popescu F., Slade D., Tabbener H., de Vries S. G. M., Ziegenhagen B., de Beaulieu J.-L. & Kremer A., 2002. Identification of refugia and post-glacial colonisation routes of European white oaks based on chloroplast DNA and fossil pollen evidence. *Forest Ecology and Management* 156: 49-74.
- Philippe M. & Mosse P., 2003. La faune de la grotte Chauvet (Vallon-Pont-d'Arc, Ardèche) : présentation préliminaire paléontologique et taphonomique. *Paleo* 15: 123-140.
- Plieninger T., Höchtl F. & Spek T., 2006. Traditional land-use and nature conservation in European rural landscapes. *Environmental Science & Policy* 9: 317-321.
- Pons A. & Quézel P., 1985. The history of the flora and vegetation and past and present human disturbance in the Mediterranean region. In: Gomez-Campo C. (ed.), *Plant conservation in the Mediterranean area*. Dr W. Junk publishers, Dordrecht: 25-43.
- Pons A. & Thion M. 1987. The role of fire from palaeoecological data. *Ecologia mediterranea* 13: 1-11.
- Puis H., 2010. *Étude des chiroptères de la Massane. Réserve naturelle de la Massane. Travaux 90*. Laboratoire Arago, Banyuls-sur-mer, 35 p. + 9 annexes.
- Puissant S., 2012. *Les cigales du bois de Païolive (Ardèche). Liste des espèces et données éco-éthologiques*. WWF/EcoMed, Marseille, 38 p.
- Puissant S. & Sueur J., 2011. *Dimissalna*, a cicada genus that remained unnoticed in France (Insecta, Hemiptera, Cicadidae). *Annales de la Société entomologique de France* 47: 519-523.
- Quezel P. & Médail F., 2003. Que faut-il entendre par « forêts méditerranéennes » ? *Forêt méditerranéenne* 24: 11-31.
- Resco de Dios V., Fischer C. & Colinas C., 2007. Climate change effects on mediterranean forests and preventive measures. *New Forests* 33: 29-40.
- Réserve naturelle de la Massane, 2012. *La Massane, tour d'horizon 2012. Activités 2012 – Projets 2013*. Réserves naturelles catalanes, Prades, 14 p.
- Richard F., Millot S., Gardes M., & Selosse M.A., 2005. Diversity and specificity of ectomycorrhizal fungi retrieved from an old-growth Mediterranean forest dominated by *Quercus ilex*. *New Phytologist* 166: 1011-1023.
- Richard F., Roy M., Shahin O., Stultz C., Duchemin M., Joffre R., & Selosse M.A., 2011. Ectomycorrhizal communities in a Mediterranean forest ecosystem dominated by *Quercus ilex* : seasonal dynamics

- and response to drought in the surface organic horizon. *Annals of Forest Science* 68: 57-68.
- Rossi M., Bardin P., Cateau E. & Vallauri D. 2013. *Forêts anciennes de Méditerranée et des montagnes limitrophes. Références pour la naturalité régionale*. WWF-France, Marseille, 144 p.
- Rouvière M., 2008. La pierre sèche et la domestication de l'eau dans le Granzon. *Cahiers de Païolive* 1: 211-214.
- Roux C. & Gueidan C., 2002. Flore et végétation des lichens et champignons lichénicoles non lichénisés du massif de la Sainte-Baume. *Bulletin de la Société linnéenne de Provence* 53: 123-150.
- Roux C. et al. 2014. *Catalogue des lichens et champignons lichénicoles de France métropolitaine*. Association française de lichénologie/Éditions Henry des Abbayes, Fougères, 1525 p.
- Sautière C., Calmont B. & Coache A., 2012. *Amorcephala coronata* (Germar, 1817) : sa découverte en Ardèche et le point sur sa répartition en France (Coleoptera Brentidae). *L'Entomologiste* 68: 103-108.
- Schnetzler J. 2003. Cornillon et son mandement du XIV^e siècle à la Révolution française. In: Holtorf J.F. & Schnetzler J. (eds.). *De Saint-Eugène en Païolive*, La Fontaine de Siloé, Montmélian: 127-138.
- Schnitzler A., 2008. La forêt ancienne de Païolive, joyau du patrimoine naturel méditerranéen français. *Cahiers de Païolive* 1: 253-254.
- Serban E. & Leclerc P., 1984. Cinq taxa nouveaux des Bathynellidés de France (Bathynellacea, Podophallocarida, Malacostraca). *Travaux de l'Institut de spéologie Émile Racovitza* 23: 7-18.
- Sirami C., Nespoulous A., Cheylan J.P., Marty P., Hvenegaard G.T., Geniez P., Schatz B. & Martin J.L., 2010. Long-term anthropogenic and ecological dynamics of a Mediterranean landscape: Impacts on multiple taxa. *Landscape and Urban Planning* 96: 214-223.
- Studlar S.M., Fuselier L. & Clark P., 2015. Tenacity of bryophytes and lichens on sandstone cliffs in West Virginia and relevance to recreational climbing impacts. *Evansia* 32: 121-135.
- Tallon G., 1954. Contribution à la flore du sud de l'Ardèche. *Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon* 23: 169-170.
- Tassi F., Aberlenc H.P., Rasplus J.Y., Curletti G., Dutto M., Genson G. & Lemperiere G., 2004. *Eupotosia mirifica*, la grande Cétoine bleue, joyau menacé du patrimoine naturel européen. Propositions pour la protection de l'espèce et de ses biotopes (Coleoptera Cetoniidae Cetoniinae). *Lambillionea* 104 (supplément): 1-32.
- Tauzin P., 2005. Éthologie et distribution de *Cetonischema aeruginosa* Drury, 1770 en France (Coleoptera, Cetoniidae, Cetoniinae, Cetoniini). *Cetoniimania* 1: 9-30.
- Tauzin P., 2006. Éthologie et chorologie de *Protaetia (Liocola) lugubris* Herbst 1786 en France (Coleoptera, Cetoniidae, Cetoniini). *Cetoniimania* 1-2: 4-38.
- Tauzin P., 2007. Chorologie et étho-écologie de *Protaetia (Potosia) fieberi* Kraatz 1880 en France (Coleoptera, Cetoniidae, Cetoniini). *Cetoniimania* 3-4: 115-146.
- Thiel H. & Spribille T., 2007. Lichens and bryophytes on shaded sandstone outcrops used for rock climbing in the vicinity of Göttingen (Southern Lower Saxony, Germany). *Herzogia* 20: 159-177.
- Triat-Laval H., 1978. *Contribution pollenanalytique à l'histoire Tardiglaciaire et Postglaciaire de la végétation de la basse vallée du Rhône*. Thèse de doctorat d'État de l'université d'Aix-Marseille III, 343 p.
- Ulrich W., Sachanowicz K. & Michalak M., 2007. Environmental correlates of species richness of European bats (Mammalia: Chiroptera). *Acta Chiropterologica* 9: 347-360.
- Underwood E.C., Viers J.H., Klausmeyer K.R., Cox R.I. & Shaw R., 2009. Threats and biodiversity in the Mediterranean biome. *Diversity and Distributions*, 15: 188-197.
- Vallauri D. & Baret J., 2008. Naturalité et biodiversité à Païolive. *Cahiers de Païolive* 1: 11-18.
- Vernet J.-L., 1986. Travertins et végétations holocènes méditerranéennes. In: *Méditerranée*, troisième série, tome 57, 1-2-1986. *Travertins LS et évolution des paysages holocènes dans le domaine méditerranéen*: 25-29.
- Vogt-Schilb H. 2014. *Dynamique temporelle multi-échelle et structuration spatiale des communautés méditerranéennes : le cas des orchidées et des champignons ectomycorhiziens comme modèles contrastés et dépendants d'interactions*. Thèse de doctorat de l'université de Montpellier, 288 p.
- Wiénin M., 2008. Découverte d'un gastéropode endémique des eaux souterraines de Païolive : *Palacanthiopsis ? margritae* Boeters, H.D. & Falkner, G., 2003. *Cahiers de Païolive* 1 : 169-172.
- Wiénin M., 2016. Une faune exceptionnelle et peu connue : les gastéropodes stygobies. *Cahiers de Païolive* 2 : 63-64.

Résumés de thèses

Mohamed AÏT HAMZA

2016

Communautés de nématodes phytoparasites et de champignons nématophages en pépinières oléicoles au Maroc : caractérisation et gestion microbiologique

Thèse de doctorat en sciences de l'université de Montpellier 2 en cotutelle avec l'université de Ibn Zohr, Agadir, Maroc, soutenue le 10 décembre 2016.

Jury – Mohamed ACHOURI (Pr, Institut agronomique et vétérinaire, Agadir, Maroc), Christian STEINBERG (Pr, INRA), rapporteurs ; Cherkaoui EL MOUSADIK (Pr, université Cady Ayyad, Marrakech, Maroc), Claude PLASSARD (Df, INRA), Sévastianos ROUSSOS (Pr, IRD), examinateurs ; Zahra FERJI (Pr, Institut agronomique et vétérinaire, Agadir, Maroc), Cyril PIOUS (Df, CIRAD), invités ; Abdelhamid EL MOUSADIK (Pr, université de Ibn Zohr, Agadir, Maroc), Thierry MATEILLE (Df, IRD), codirecteurs ; Hassan BOUBAKER (Pr, université de Ibn Zohr, Agadir, Maroc), coencadrant.

Mots clés : biodiversité, champignons nématophages, communautés, écologie, invasion, nématodes phytoparasites, olivier.

Keywords: biodiversity, nematophagous fungi, community, ecology, invasion, plant-parasitic nematodes, olive tree.

La gestion des nématodes phytoparasites (NPP) est un enjeu capital pour de nombreux opérateurs agricoles. Au Maroc, le développement d'une agriculture intensive dans le cadre du « Plan Maroc Vert » va nécessairement induire l'émergence de pathologies végétales, dont des nématoses. Dans le cas de l'olivier, ils mettent en péril la production en pépinière et dans les vergers à haute densité. D'autre part, les pépinières sont une source majeure d'introduction des NPP en vergers par transplantation de plants enracinés. C'est la raison pour laquelle une étude de la diversité des communautés de NPP a été conduite dans 25 pépinières localisées dans les régions les plus productrices au Maroc (Souss, Haouz, Guérouane, Jbala). Un total de 305 échantillons de sol ont été analysés. Les NPP détectés appartiennent aux familles des Haplolaimidae (*Helicotylenchus* spp., *Rotylenchus* spp.), des Telotylenchydae (*Tylenchorhynchus* spp.), des Meloidogynidae (*Meloidogyne* spp.) et des Tylenchidae (*Trichotylenchus* spp.). Bien qu'aucun symptôme n'ait été observé sur les racines, l'abondance moyenne de ces genres était très élevée (jusqu'à 56 640 individus/dm³ de sol). Une étude biochimique (PAGE) et moléculaire (SCARS) a égale-

ment porté sur la diversité des nématodes à galles du genre *Meloidogyne*, principaux ravageurs de l'olivier. Elle a indiqué une dominance de *M. javanica* (12 %) sur *M. incognita* (25,5 %), tandis que *M. aretaria* n'a été détectée que dans une seule pépinière. Cette étude montre la nécessité absolue pour les pépiniéristes de proposer une garantie sanitaire des plants à travers une traçabilité des substrats. Afin de contrôler le développement des NPP en pépinière, puis en vergers après transplantation, la lutte microbiologique à l'aide de champignons nématophages (CNP) s'avère une alternative adaptée aux pépinières (inoculation aux substrats). Ainsi, 70 souches de champignons telluriques ont été isolées, dont une grande diversité d'Orbiliaceae possédant des organes de capture (*Arthrobotrys* spp., *Dreschlerella* spp., *Monacrosporium* spp.) et d'Hypocreaceae toxiques (*Trichoderma asperellum*, *T. harzianum*, *T. longibrachiatum*, *Talaromyces assiutensis*). Des espèces oviparasites, telles que *Paecilomyces lilacinus* (dominante) et *Pochonia chlamydosporia*, étaient également présentes. Plusieurs espèces endoparasites ont aussi été observées telles que *Catenaria anguillulae*, *Nematoctonus leiasporus* et *Haptoglossa heterospora*. Les tests de prédation *in vitro* ont révélé que *T. assiutensis* est capable de parasiter 100 % des juvéniles de *M. javanica*. Les souches d'Orbiliaceae induisent une mortalité de 50 à 80 % des juvéniles. Des analyses multivariées (ACP, co-inertie, K-tableaux) ont permis d'identifier l'impact majeur des variables climatiques (pluviométrie et température minimale) et de l'origine des substrats de culture (habitats écologiques) sur la diversité des communautés de NPP et de CNP. Les amendements minéraux (NPK), la matière organique, l'acidité et la texture argileuse des substrats ont un impact non négligeable. Les variétés d'olivier multipliées n'ont aucun effet. L'analyse des co-structures entre les communautés de NPP et de CNP a indiqué une corrélation entre les Orbiliaceae et *Meloidogyne* spp., ce qui confirme l'intérêt ces CNP comme agents de lutte biologique pour la gestion de ces NPP. L'étude de la physiologie de croissance et de la sporulation des souches a révélé que les souches de *Trichoderma* spp. ont les fitness les plus élevés alors que les Orbiliaceae ont une croissance et une sporulation faible. Les études diligentées dans le cadre de cette thèse confirment que la diversité des communautés de NPP sont des indicateurs pertinents pour évaluer la santé des substrats dans les pépinières oléicoles à des fins de certification des oliviers, et ouvrent des perspectives de développement de stratégies de gestion microbiologique de ces parasites respectueuses de l'environnement.

Fabien ARENE

2016

*Écologie comparative de la germination : des plantes à graines au genre *Silene* en région PACA*

Thèse de doctorat en sciences de l'université d'Aix-Marseille, soutenue le 29 septembre 2016.

Jury – Alison MUNSON (Pr, université Laval, Québec, Canada), François BRETAGNOLLE (Pr, université de Bourgogne, Dijon), rapporteurs ; Thierry GAUQUELIN (Pr, université d'Aix-Marseille), Filip VANDELOOK (chercheur Jardin botanique national belge, Meise), examinateurs ; Laurence AFFRE (MCF HDR, université d'Aix-Marseille), Arne SAATKAMP (MCF, université d'Aix-Marseille), codirecteurs.

Mots clés : température de base, potentiel hydrique de base, signal phylogénétique, taille des graines, plantes à graines, temps thermique et hydrique, traits de germination, longévité, *Silene*.

Keywords: base temperature, base water potential, phylogenetic signal, seed size, seed-plants, thermal time, hydrotime, germination traits, life span, *Silene*.

La germination est un processus clé de la reproduction des plantes. Connaître les conditions thermiques et hydriques qui permettent aux plantes de germer est un préalable nécessaire à l'identification des menaces dans un contexte de changement climatique. Les modèles en temps thermique et en temps hydrique (HTT) sont des outils pour caractériser finement la réponse à la température et aux potentiels hydriques pour la germination. Ces modèles permettent également de prédire la phénologie de germination sur le terrain en fonction des conditions climatiques dans l'environnement de la graine. Ils modélisent le parcours de germination en utilisant des valeurs seuils comme la température de base (T_b) et le potentiel hydrique de base (Ψ_b) qui correspondent aux limites inférieures du processus ainsi qu'un paramètre de temps moyen et de variance.

Ce travail de thèse étudie l'écophysiole de la germination à l'aide de ces modèles à deux échelles taxonomiques : à l'échelle de toutes les plantes à graines pour lesquelles des modèles HTT sont disponibles et à l'échelle du genre *Silene* de la région PACA. Dans les deux cas, le but est d'évaluer les contraintes évolutives des traits de réponse au climat de la germination ainsi que leurs liens avec les traits morphologiques et phénologiques. Afin de répondre à ces questions, cette thèse s'articule en trois parties : 1) écologie de la germination des plantes à graines : relation avec les contraintes évolutives, la masse des graines et la longévité des plantes ; 2) écophysiole de la germination dans le genre *Silene* : modélisation en temps thermique et temps hydrique ; 3) écologie comparative de la germination des *Silene* : relations avec la phylogénie, les traits des plantes et le climat.

Les résultats de cette thèse montrent un fort signal phylogénétique des traits de germination de la température de base et une plus grande labilité pour le potentiel hydrique de base que celle que soit l'échelle taxonomique considérée. En revanche, les liens avec les traits des plantes, tels que la masse des graines, sont plus variables et dépendent à la fois de l'origine biogéographique et de la longévité des espèces. Ces résultats soulignent l'importance d'étudier plus en détail les liens entre traits de germination, l'adaptation et le potentiel évolutif des plantes dans un contexte de changement climatique.

Germination is a key process in plant reproduction. Understanding how temperature and water act on germination, is a major step prior to identify risks plants may undergo under warming climate. Thermal time and hydrotime modelling of germination (HTT) are useful tools to predict germination in the field as a function of climatic conditions above threshold value of base temperature (T_b) and base water potential (Ψ_b) in a seed's environment. This Ph.D. thesis studies the germination ecophysiology at two contrasted taxonomic scales: for all seed plants and at the restricted level of the genus *Silene* in the Provence Alpes Côte d'Azur region. In both, we aim to evaluate evolutionary implications of the germination traits, T_b and Ψ_b and their link with plant morphological and phenological constraints. This work is structured in three parts: 1) Temperature but not moisture response of germination shows phylogenetic constraints while both interact with seed mass and life span; 2) Germination ecophysiology in the *Silene* genus: thermal time and hydrotime models; 3) Comparative ecology of *Silene* germination: relation with plant traits and climate. The main results of this work show strong evidences of phylogenetic signal in base temperature and greater lability for base water potential at both taxonomic scales. The links with plant traits such as seed mass depend on biogeographical origins and life span. We therefore advocate studying in more detail the evolutionary potentialities of germination traits in response to climatic changes.

Benoit BORSCHINGER

2016

*Démarche d'ingénierie écologique en santé des plantes : gestion des couvre-sols des vergers pour lutter contre les bactérioses des arbres fruitiers provoquées par *Pseudomonas syringae**

Process of ecological engineering in plant health: study of the role of orchard ground cover plants in the emergence of fruit tree diseases caused by *Pseudomonas syringae*

Thèse de doctorat en sciences de l'université d'Aix-Marseille, soutenue le 6 décembre 2016.

Jury – Christian STEINBERG (DR, INRA), Theo SMITS (DR, Zurich University of Applied Sciences, Switzerland), rapporteurs ; Sylvaine SIMON (IR INRA), François MESLEARD (Pr, Tour du Valat, université d'Avignon), examinateurs ; Cindy MORRIS (DR, INRA), Élise BUISSON (MFC, université d'Avignon), codirectrices.

Mots clés : *Pseudomonas syringae*, bactérie phytopathogène, vergers, *Prunus armeniaca*, *Actinidia deliciosa*, couvre-sols végétaux, structures des communautés, phylogénie, agroécologie, ingénierie écologique.

Keywords: *Pseudomonas syringae*, phytopathogenic bacteria, orchards, *Prunus armeniaca*, *Actinidia deliciosa*, ground covers, community structures, phylogeny, agroecology, ecological engineering.

Identifier les réservoirs et sources d'inoculum des agents phytopathogènes est un enjeu majeur en pathologie végétale. Les systèmes agricoles pérennes, tels que les vergers, sont soumis aux attaques de nombreux ravageurs et agents microbiens pathogènes. *P. syringae*, agent phytopathogène responsable de l'émergence de maladies des arbres fruitiers, dont la récente épidémie du chancre bactérien du kiwi causée par *P. syringae* pv. *actinidiae* (Psa), représente un enjeu économique important au niveau mondial. En France, les moyens de lutte sont constitués de traitements cupriques et de gestes préventifs visant à réduire la propagation de la bactérie au sein et entre les vergers. Avec la prise de conscience de la nécessité de la conservation de l'environnement par les consommateurs et producteurs, les méthodes de cultures actuelles ont tendance à s'orienter vers celles de l'agroécologie et l'usage de l'ingénierie écologique au service de la santé des plantes. En verger, la gestion des communautés de plantes des couvre-sols donne de bons résultats dans la lutte contre certaines espèces de ravageurs, tels que les arthropodes herbivores, mais les effets sur les communautés de micro-

organismes pathogènes restent inexplorés. Les plantes couvre-sol et adventices des vergers hébergent d'abondantes communautés de *P. syringae*, cependant le rôle de ces couvre-sols végétaux dans l'émergence des maladies des arbres fruitiers reste incompris. Par conséquent, les travaux de recherche présentés ici focalisent sur l'étude simultanée des communautés de *P. syringae* associées aux plantes couvre-sol et aux arbres fruitiers de trois vergers d'abricotiers et de quatre vergers de kiwis du département de la Drôme, dans le sud-est de la France, choisis pour leur état sanitaire (sain, malade ou émergence de la maladie), ainsi que des pratiques de gestion du couvre-sol différentes (sol nu, enherbement des inter-rangs, enherbement des inter-rangs et rangs des arbres). En l'absence d'outils permettant une identification rapide et une affiliation à l'un des 13 phylogroupes actuellement décrits pour l'espèce *P. syringae*, l'étude du génome complet d'une cinquantaine de souches de *P. syringae* a permis la mise au point de marqueurs moléculaires capables d'identifier 9 des 13 phylogroupes. L'étude des communautés de *P. syringae* hébergées par les couvre-sols végétaux montre un effet de la composition des communautés des plantes couvre-sol sur l'abondance et la structure des communautés de *P. syringae*. La présence de *Prunella vulgaris*, une plante de la famille des Lamiaceae, est corrélée avec une diminution de l'abondance des *P. syringae*. La reproductibilité de ce résultat est en cours d'investigation dans une parcelle expérimentale. Cependant, les résultats préliminaires montrent une absence d'effet de *P. vulgaris* sur l'abondance de *P. syringae*. L'étude simultanée des communautés de *P. syringae* des couvre-sols végétaux et des arbres fruitiers montre que des échanges se font entre les deux compartiments en raison de la présence de souches génétiquement proches. Chez le kiwi, lorsque Psa est présent, il coexiste toujours avec d'autres *P. syringae*, soulevant la question des interactions entre ces souches et leur rôle dans l'émergence de la maladie. Enfin, les résultats mettent en avant un potentiel antagonisme entre les phylogroupes 1 et 2.

Identification of reservoirs and inoculum sources of plant pathogenic micro-organisms is a major issue in plant pathology. Perennial agricultural systems, such as orchards, are exposed to many pests and pathogenic micro-organisms. *P. syringae*, a phytopathogenic bacterium responsible for the emergence of diseases of fruit trees, including the recent outbreak of bacterial canker of kiwifruit caused by *P. syringae* pv. *actinidiae* (Psa), represent an important economic issue worldwide. In France, means of control of bacterial canker consist of copper treatments and preventive measures in order to reduce the spread of bacteria within and between orchards. With the awareness for environmental conservation by consumers and producers, current cultivation methods tend to be progressively replaced by more agroecological ones and the use of ecological engineering to improve plant health. Ecological engineering of orchard ground cover plant communities provides good results for the control of orchard pests, such as herbivorous arthropods, but the effects on pathogenic microbial communities remains unexplored. The ground

cover plants and orchard weeds host abundant *P. syringae* communities, however the role of ground covers in the emergence of fruit tree diseases remains ignored. Therefore, the research presented here is focused on the simultaneous study of *P. syringae* communities associated with ground covers and fruit trees from three apricot and four kiwifruit orchards of Drôme county, in the southeast of France, chosen for their health status (healthy, diseased, or disease emergence), as well as different ground cover management practices (bare soil, ground cover in inter-rows, ground cover in inter-rows and tree rows). In the absence of tools for rapid identification and affiliation to one of 13 currently described phylogroups for the *P. syringae* species, the screening of whole genomes of more than fifty *P. syringae* strains has allowed the development of specific molecular markers able to identify 9 of the 13 phylogroups. Results show that ground cover *P. syringae* community abundances and structures are correlated to plant community composition. The presence of *Prunella vulgaris*, a plant of the Lamiaceae family, is correlated to a decrease in the *P. syringae* abundances. Reproducibility of this result is currently under investigation in an experimental field. However, preliminary results from the experimental field show that the presence of *P. vulgaris* in 1-year-old ground covers is not correlated to a decrease in *P. syringae* abundances. Simultaneous study of ground cover and fruit tree *P. syringae* communities highlight bacterial exchanges between these two compartments because of the presence of genetically correlated strains in both of them. When present, *Psa* coexist with other *P. syringae*, raising the question of the interaction between these strains and their role in the emergence of the disease. Finally, the results highlight a potential antagonism between phylogroups 1 and 2.

Asma BOUKHRIS

2016

Réponse écophysiological de la végétation naturelle vis-à-vis de la pollution atmosphérique fluorée dans la région aride de la Tunisie

Thèse de doctorat en sciences de la faculté de science de Sfax, Tunisie et de l'université d'Aix-Marseille, France, soutenue le 21 décembre 2015.

Jury – Mohamed CHAMKHA (P^r, centre de biotechnologie Sfax, Tunisie), Robin DUPONNOIS (DR, IRD), rapporteurs ; Mohamed CHAIEB (P^r, faculté de science de Sfax, Tunisie), Thierry TATONI (P^r, université d'Aix-Marseille), Isabelle LAFFONT-SCHWOB (MCF, université d'Aix-Marseille), codirecteurs.

Mots clés : pollution fluorée, traits fonctionnels, phytostabilisation, balance cationique, plantes natives.

Keywords: fluoride pollution, functional traits, phytostabilization, cation balance, native plants.

Sur le littoral tunisien, le golfe de Gabès représente une zone de forte densité humaine associée à une importante polarisation côtière des activités industrielles. Depuis les années 1960, la Tunisie a favorisé l'implantation d'une industrie du phosphate qui est une des principales ressources économiques du pays. La présente étude se propose de quantifier la pollution fluorée au voisinage des sites de Gabès et de la Shkira et de suivre son incidence sur la végétation spontanée. Elle est comparée à celle d'un site de référence (Smara). Une étude de terrain a été menée sur un ensemble d'espèces végétales pour mieux comprendre les mécanismes qui régissent leur tolérance à ce type de pollution. L'analyse de la concentration en fluor dans les parties aériennes des plantes natives croisée avec un ensemble de traits biologiques a permis de sélectionner trois espèces végétales d'intérêt pour la phytostabilisation, *Rhanterium suaveolens*, *Erodium glaucophyllum* et *Atractylis serratuloides*. Un suivi phénologique a été réalisé pendant un an sur les deux premières espèces en comparant Gabès et Skhira aux populations du site de référence en relation avec des concentrations du fluor dans les plantes et les sols pour mieux comprendre l'impact de ce polluant sur l'écophysologie de ces espèces peu étudiées. La présence de symbioses racinaires chez ces espèces végétales a également été étudiée. Enfin, à une échelle plus fine, la distribution des éléments majeurs dans les tissus de ces trois plantes a permis d'émettre une hypothèse quant aux mécanismes de tolérance au fluor impliquant le calcium. Ce travail a permis d'apporter des informations sur trois espèces végétales peu étudiées et présentes en Tunisie sur sols pollués en fluor et d'offrir des perspectives pour mieux stabiliser cette pollution par le couvert végétal.

Along the Tunisian coast, the Gulf of Gabes, with high human population density, represent an important polarization of industrial activities. From the sixties, the industry of phosphate was favored by Tunisian country representing one of its principal economic bases. This present study is designed to quantify the fluoride pollution around the phosphate factories in Gabes and Skhira comparing with a control site far away from pollution located in Smara. This study focused on the impact of fluoride pollution on natural vegetation. A field study on many plant species was conducted to understand their mechanisms of tolerance to this type of pollution under arid conditions. Fluoride concentrations analyses in aboveground parts of studied natives' plant species in tandem with their biological traits have allowed to select three candidates, *Rhanterium suaveolens*, *Erodium glaucophyllum* et *Atractylis serratuloides*, showing an interest in phytostabilisation processes. Along a year, monitoring of the phenological stages of the first two studied plants species, comparing the three sites, combined with fluoride concentrations in plant and soil was conducted, aiming to better understand the impact of this pollutant on the ecophysiology of these undocumented plant species. Likewise, root symbiosis colonization was studied and microscopic analyses were conducted to study the major elements tissue distribution enabling to allow a hypothesis on plant tolerant

mechanisms of fluoride involving calcium. This study has led to provide information about three plant species growing in fluoride polluted Tunisian soils and offers perspective of stabilization opportunities of this pollution by plant cover.

Rita EL-HAJJ SAWAYA

2016

Approche intégrative des enjeux de conservation de la biodiversité méditerranéenne pour la priorisation des aires protégées

Thèse de doctorat en sciences de l'université d'Aix-Marseille, soutenue le 2 décembre 2016.

Jury – Franck RICHARD (MCF, université de Montpellier), Marc BEY-ROUTHI (MCF, université Saint-Esprit de Kaslik, Liban), rapporteurs ; Virginie BALDY (P^r, université d'Aix-Marseille), examinatrice ; Julien VIGLIONE (Eco-Med SARL), invité ; Thierry TATONI (P^r, université d'Aix-Marseille), Carla KHATER (CNRS-Liban), Errol VELA (MCF, université de Montpellier), codirecteurs.

Mots clés : descripteur socio-écologique, MedConserve, Liban, Méditerranée, aide à la décision.

Keywords: socio-ecological descriptor, MedConserve, Lebanon, Mediterranean, decision support.

Dans le contexte méditerranéen pluri-complexe, tant au niveau écologique que sociopolitique, la mise en place de zones protégées mobilise une grande diversité d'outils basés sur des réalités réglementaires, foncières, financières, scientifiques et techniques. L'accompagnement des décideurs dans la conception et la mise en place de réseaux d'aires protégées est donc nécessaire. Cette thèse est fondée sur le principe de priorisation des enjeux socio-écologiques de conservation pour une orientation pertinente des options de protection dans les régions du pourtour méditerranéen. Elle s'appuie sur l'exemple précis du Liban où les initiatives de protection demeurent jusqu'à ce jour peu adaptées aux besoins écologiques de conservation et semblent guidées par une réponse à des enjeux sociopolitiques locaux qui l'emportent sur les enjeux écologiques. Le but est de proposer une démarche objective, basée sur une combinaison de descripteurs écologiques et socio-économiques, qui permettrait une orientation réfléchie et adaptée pour la future désignation des aires protégées. Ainsi, sur la base d'une revue bibliographique, des descripteurs complémentaires, non redondants, faciles à renseigner et adaptés au contexte méditerranéen, ont été identifiés (avec leurs modalités, leurs valeurs et leurs variantes). À partir de ceux-ci, nous avons élaboré un outil de support à la décision (MedConserve) qui permet de structurer les priorités de conservation de la biodiversité en utilisant les meilleures connaissances disponibles. Cet outil, testé sur plusieurs sites au Liban, propose

différentes alternatives de protection priorisées, parmi lesquelles l'utilisateur (ministère, municipalité, région, etc.) serait en mesure de choisir la plus appropriée en fonction du contexte sociopolitique prévalent. Cela met l'accent sur la forte dimension politique dans la conservation, dans la mesure où, même si l'objectif est de fournir un outil pour la désignation des aires protégées, les véritables défis se situeront ensuite au niveau des choix et des décisions d'ordre politique.

In the multi-complex ecological and socio-political Mediterranean context, protected areas establishment is strongly conditioned by a wide range of regulatory, land estate, financial, scientific and technical realities. The support of decision makers in the design and implementation of protected areas networks is thus needed. This thesis is founded the concept of prioritization, where socio-ecological conservation issues are prioritized for an appropriate orientation of protection options in Mediterranean countries. It is based on the specific example of Lebanon, where protection initiatives remain so far poorly adapted to ecological conservation needs. The goal is to provide an objective approach, based on a combination of ecological and socio-economic descriptors that would allow a pertinent and adapted guidance of future protected areas designation. Thus, based on a peer and grey literature review, a set of complementary, non-redundant, easy to measure, and adapted to the Mediterranean context descriptors, were identified (along with their modalities, values and variants). Arising from these descriptors, we developed a decision support tool (MedConserve) which structures biodiversity conservation priorities based on the best available knowledge. Tested on different sites in Lebanon, this tool suggests several prioritized protection alternatives, from which the user (ministry, municipality, region, etc.) would be able to select the most appropriate option according to the prevailing socio-political context. This study emphasizes the strong political dimension of conservation. Even if the objective is to provide a tool for protected areas designation, the real challenges will always be related to political choices and decisions.

Laura FIERRO CONSTAIN

2016

*La reproduction chez
Oscarella lobularis
(Porifera – Homoscleromorpha) :
gènes impliqués et effets
de l'environnement*

Thèse de doctorat en sciences de l'université d'Aix-Marseille, soutenue le 9 décembre 2016.

Jury – Stefano TIOZZO (CR CNRS), Michel VERVOORT (Pr, université de Paris 2), rapporteurs ; André LE BIVIC (DR CNRS), Lucas LECLERE (laboratoire de biologie du développement de Villefranche-sur-Mer), Pascal SOURDAINE (Pr, université de Caen), examinateurs ; Emmanuelle RENARD (MCF, université d'Aix-Marseille), directrice.

Mots clés : porifère, reproduction sexuée, reproduction asexuée, gamétogenèse, cellules-souches, multi/pluripotence, évolution, GMP.

Keywords: porifera, sexual reproduction, asexual reproduction, gametogenesis, stem cells, multi/pluripotency, evolution, GMP.

Les Porifères et les Ctenophores sont probablement les deux lignées animales les plus anciennes. Leur étude permet donc de retracer l'histoire précoce des métazoaires, et particulièrement d'aborder l'origine de la distinction entre les lignées somatique et germinale. En effet, chez les éponges cette distinction n'existe pas : les archéocytes et choanocytes pouvant donner aussi bien des cellules somatiques que des gamètes. Après avoir établi la liste des gènes considérés comme impliqués dans la gamétogenèse chez les métazoaires, j'ai recherché ces gènes candidats par blast local sur les transcriptomes de deux éponges (*Oscarella lobularis* et *Oopsacas minuta*). J'ai donc caractérisé leurs séquences (analyses phylogénétiques et des domaines protéiques) et retracé l'histoire de ces gènes grâce à des analyses comparatives intégrant toutes les principales lignées animales. Enfin, un suivi *in situ* de l'espèce *O. lobularis* m'a permis d'affiner son cycle de vie et d'accéder à toutes les étapes clés du cycle et du développement pour étudier l'expression des gènes candidats et de tester leur éventuelle implication dans la gamétogenèse chez cette espèce. Cela m'a permis de mettre en évidence que dix-huit gènes du GMP (Germline Multipotency Program) sont présents ancestralement chez les animaux. Parmi ceux-ci, onze au moins s'expriment non seulement pendant la gamétogenèse, mais aussi au cours de l'embryogenèse, de la reproduction asexuée et de la régénération. Enfin, le suivi *in situ* a montré l'influence de la variation de la température et de la matière organique sur le déclenchement de la gamétogenèse. Mon travail suggère d'une part, que la spécification des cellules germinales est régie par des mécanismes génétiques communs à l'échelle de métazoaires, et d'autre part, que ces gènes ancestraux pourraient être impliqués dans la multipotence. Ces résultats

renforcent l'hypothèse proposant une origine commune de la lignée germinale et des cellules-souches somatiques.

Porifera and Ctenophora are probably the two most ancient animal lineages. Their study therefore allows to trace back the early history of metazoans and to address the origin of the distinction between somatic and germ lines. Indeed, in sponges this distinction does not exist: archeocytes and choanocytes can give rise to both somatic cells and gametes. After establishing the list of genes considered to be involved in gametogenesis in metazoans, I searched for these candidate genes (by local blast) in the transcriptomes of two sponge species (*Oscarella lobularis* and *Oopsacas minuta*). I thereby managed to characterize their sequences (phylogenetic and protein domain analyzes) and to trace their evolution through comparative analyzes including all main animal phyla. Finally, the *in situ* monitoring of *O. lobularis* enabled me to refine its life cycle and access all key developmental stages in order to study the expression of candidate genes in order to test their possible involvement in gametogenesis in this species. I have shown that eighteen GMP (Germline Multipotency Program) genes are present ancestrally in animals. Among them, at least eleven are expressed not only during gametogenesis but also during embryogenesis, asexual reproduction and regeneration. Finally, *in situ* monitoring showed the influence of temperature variations and organic matter availability on gametogenesis. My work suggests, firstly that the specification of germ cells is controlled by common genetic mechanisms across metazoans, and secondly that these ancestral genes might be involved in pluripotency. These results reinforce the hypothesis suggesting a common origin of the germline and somatic stem cells.

Marie Aimée GALERON

2016

Degradation of terrestrial particulate organic matter discharged by rivers in the Mediterranean Sea: processes, interactions and global impacts

Thèse de doctorat en sciences de l'université d'Aix-Marseille, soutenue le 20 septembre 2016.

Jury – Jean-François RONTANI (MIO), Olivier RADAKOVITCH (CEREGE), codirecteurs.

Mots clés : matière organique terrestre, Méditerranée, fleuves, Rhône, dégradation.

Keywords: terrestrial organic matter, Mediterranean Sea, rivers, Rhône, degradation.

The degradation of terrestrial organic matter has puzzled scientists for decades. Once thought to be refractory to further degradation, once at sea due to its lignin composition and the fact that it has undergone extensive degradation during riverine transport, it was finally shown that very little trace of a terrestrial signature was found in coastal sediments. This raised a fundamental question: are global carbon flux and reservoir estimations wrong, or is the terrestrial organic matter undergoing a rapid and intense degradation upon its arrival at sea?

Indeed, recent studies evidenced an intense abiotic degradation in the Mackenzie estuary (Canadian Arctic). In order to fully apprehend these degradation processes, it is crucial that we look at their global occurrence, and try to determine if the same pattern is observed in temperate areas. The Mediterranean Sea and the Rhône estuary were chosen as a study area for this work due to their climate conditions, different enough from the Canadian Arctic to cause major differences in water and atmospheric temperatures, but also due to the physical similitudes between the Mackenzie and Rhône estuaries, making them particularly relevant to compare.

Samples were collected in the Rhône River, as well as in its plume, along the salinity gradient. Using a set of lipid tracers especially designed to help us trace both the origin of the particulate organic matter and the degradative processes it had undergone, all samples were analyzed and compared with Arctic and Tropical samples. The role of photo- and autoxidation during riverine transport was clearly evidenced, although photo-oxidation was the main degradation driver in the Mackenzie River, while autoxidation had a clearly more important role in the Amazon River. In the Rhône River, both processes had a moderate impact on riverine suspended particulate matter (SPM), but yet, an intense autoxidation was evidence in the Rhône plume, just as it was evidenced in the Mackenzie plume. If we originally thought that autoxidative processes in estuaries were induced by the desorption of metal ions in the mixing zone, we have shown here that no

significant metal desorption was observed while autoxidation rates peaked along the salinity gradient.

Further analyses on the collected samples allowed us to formulate – and confirm – a new hypothesis. A lipoxygenase enzymatic activity was observed and quantified in all the samples studied, at various degrees depending of local conditions. Calculated using the molar ratio Σ cucurbitic acids/parent α -linolenic acid, this activity was highest in the Mackenzie River (0.26), followed by the Amazon River (0.06) and the Rhône River (2.1×10^{-5}). This activity was shown to be induced by the variable amounts of autoxidation- or photo-oxidation deriving hydroperoxides present in the suspended particulate matter, highest at high and low latitudes. In the Mediterranean Sea, where riverine SPM is not particularly hydroperoxide-rich, the lipoxygenase activity was shown to be also induced by haline stress upon the POM arrival at sea.

Jordane GAVINET

2016

Installation d'espèces feuillues en forêt de pin d'Alep : interactions avec les strates arborées et arbustives

Thèse de doctorat en sciences de l'environnement de l'université d'Aix-Marseille, soutenue le 8 décembre 2016.

Jury – Emmanuel CORCKET (université de Bordeaux 1), Jean-Claude GÉGOUT (AgroParisTech), rapporteurs ; Philippe BALANDIER (Irstea), Virginie BALDY (université d'Aix-Marseille), Lluís COLL (Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Espagne), examinateurs ; Bernard PRÉVOSTO (Irstea), Catherine FERNANDEZ (P^r, université d'Aix-Marseille), codirecteurs.

Mots clés : régénération, forêt méditerranéenne, microclimat, allélopathie, litière, feuillus, chênes.

L'installation de plantules est une phase critique pour les espèces forestières, fortement influencée par les interactions avec la végétation préétablie. Cette thèse vise à analyser l'effet d'une strate arborée de pin d'Alep (*Pinus halepensis*) et de formations arbustives sur l'installation de plantules d'espèces feuillues, en lien avec les modifications du microclimat (par des expérimentations de terrain) et la décomposition de litière (par une expérimentation en pépinière).

La présence d'un couvert arboré de pin d'Alep ou arbustif de *Quercus coccifera* diminue la lumière et l'humidité du sol et limite les variations de température et de demande évaporative. Ces effets s'amplifient avec l'importance de la couverture végétale. Sous couverts très denses, le manque de lumière conduit à une baisse de la survie et de la croissance de la plupart des espèces feuillues. Des peuplements éclaircis de pin d'Alep permettent d'améliorer la disponibilité lumineuse tout en conservant l'effet bénéfique d'une atténuation des

irradiances, des températures et des demandes évaporatives extrêmes. L'éclaircie provoque cependant le développement d'une strate basse spontanée qui influence à son tour les plantules. Les graminées limitent l'installation des plantules, tandis que les arbustes ont un effet faiblement compétitif à facilitateur selon les espèces et les conditions. La réponse des plantules dépend aussi de la stratégie de l'espèce cible : les espèces décidues, tolérant l'ombre mais pas la photoinhibition, bénéficient plus d'un couvert végétal que les espèces sclérophylles sempervirentes. En pépinière, après 2 ans, la décomposition de la litière des principales espèces ligneuses a modifié les propriétés physico-chimiques et microbiologiques du sol sous-jacent, mais pas le développement des plantules de chêne, montrant un faible effet allélopathique.

L'éclaircie des peuplements de pin d'Alep denses est une stratégie pour faciliter l'installation d'espèces feuillues et ainsi améliorer la diversité et la résilience des forêts. Cependant, l'intensité optimale de cette éclaircie dépend des conditions climatiques et édaphiques, de la nature du sous-bois et de la stratégie des espèces cibles.

Stéphane GREFF

2016

*Métabolomique, effets biologiques et caractère invasif de la macroalgue *Asparagopsis taxiformis**

Thèse de doctorat en sciences de l'université d'Aix-Marseille, soutenue le 28 novembre 2016.

Jury – Philippe POTIN (DR CNRS), Gérald CULIOLI (MCF, université de Toulon), rapporteurs ; Catherine FERNANDEZ (P^r, université d'Aix-Marseille), Julijana IVANISEVIC (MCF, université de Lausanne), Claude PAYRI (DR IRD), examinateurs ; Thierry PEREZ (DR CNRS), Olivier THOMAS (P^r, Galway University), codirecteurs.

Mots clés : *Asparagopsis*, empreintes métabolomiques, bioactivité, interactions macroalgue-coraill.

Keywords: *Asparagopsis*, metabolomic fingerprinting, bioactivity, cora-macroalgal interaction.

Considérées comme des menaces pour les écosystèmes marins tropicaux et subtropicaux, les proliférations de macroalgues sont susceptibles de modifier le fonctionnement et la structure des récifs coralliens. Le genre *Asparagopsis* (Rhodophyta) est connu pour être largement distribué, introduit et parfois invasif dans certaines régions comme en Méditerranée occidentale. Le manque de connaissances concernant cette algue et ses effets réels sur les récifs nécessitait une étude interdisciplinaire afin de mieux comprendre et, le cas échéant, de gérer certains événements de proliférations. Le programme ERA-NET BIOME « SEAPROLIF » (www.seaprolif.ird) avait pour principaux objectifs d'étudier la distribution et la dynamique d'*A. taxiformis* en milieux

tempérés et tropicaux, et d'évaluer si le caractère invasif d'*A. taxiformis* pouvait être expliqué par son identité génétique, son phénotype chimique ou la diversité de son microbiome associé.

Des travaux récents ont démontré l'existence de six lignées génétiques distinctes pour *A. taxiformis*. Le premier objectif de cette thèse était de corréler le métabolisme spécialisé et la bioactivité de l'algue à son génotype, et éventuellement à son caractère proliférant. Aucune corrélation génétique/métabolomique n'a été démontrée, ce qui laisse entendre que le métabolisme de cette algue serait principalement influencé par l'environnement et/ou sa flore microbienne associée. En milieu tempéré, *A. taxiformis* et *A. armata* présentent des signatures métabolomiques globalement similaires et associées à une bioactivité significativement plus importante qu'en milieu tropical. Cependant, même lorsqu'elle a été introduite, une même lignée génétique et un même phénotype chimique peuvent présenter des caractères proliférants opposés.

Nous avons également étudié l'interaction algue-coraux en nous intéressant particulièrement au rôle du métabolisme spécialisé. En milieu tropical, les extraits de macroalgues testés *in situ* sur quatre espèces de coraux n'ont provoqué que de faibles blanchissements. En milieu tempéré, aucun effet biologique de l'algue n'a été enregistré sur le corail *Astroides calycularis*. En revanche, des expériences en aquarium ont permis de montrer qu'*A. taxiformis* pouvait exprimer un métabolisme spécifique avec une bioactivité augmentée après dix jours de contact avec ce corail.

En conclusion, qu'elle soit indigène ou introduite, *A. taxiformis* exerce très peu d'effets sur la santé des coraux et le caractère invasif de cette algue reste une source de débat.

Considered as a major threat for sub-tropical and tropical ecosystems, macroalgal proliferations are susceptible to modify the structure and the functioning of coral reefs. The genus *Asparagopsis* (Rhodophyta) is known to be widespread, introduced and sometimes invasive in certain regions such as the Western Mediterranean Sea. The lack of knowledge concerning this alga and its putative impact on coral reefs requested an interdisciplinary study to better understand and eventually manage proliferation events. The main objectives of the ERA-NET BIOME project « SEAPROLIF » (www.seaprolif.ird) were to study the distribution and dynamics of *A. taxiformis*, both in temperate and tropical areas, and to evaluate if its proliferation trait could be explained by genetic identity, its chemical phenotype, or the diversity of its associated microbiome.

Recent studies have demonstrated the existence of six genetic lineages of *A. taxiformis*. The first objective of this thesis was to correlate the algal specialized metabolism and its bioactivity with its genotype, and eventually with its proliferation trait. No correlation between genetics and metabolomics has been demonstrated, which would suggest the main influence of environmental factors and/or the

associated microbial diversity on the algal metabolism. In temperate regions, *A. taxiformis* and *A. armata* showed similar metabolomic fingerprints with bioactivities significantly higher than in tropical regions. However, even when it is introduced, a given genetic lineage and a given chemical phenotype can exhibit opposite proliferative traits.

The interaction between the alga and corals was also studied, focusing especially on the role of the specialized metabolism. In tropical areas, algal extracts tested *in situ* on four coral species did not lead to any coral bleaching. In temperate areas, no biological effect of the alga was recorded on *Astroides calycularis*. However, some aquarium experiments allowed to show that *A. taxiformis* can express a specific metabolism, with an increased bioactivity after ten-days of contact with coral.

To conclude, either indigenous or introduced, *A. taxiformis* poorly affects corals' health, and thus the invasiveness of this alga remains a matter of debate.

Marine PRATLONG

2016

The evolutionary challenge of climate change: adaptive processes in the Mediterranean, red coral (*Corallium rubrum*)

Le défi évolutif du changement climatique, processus adaptatifs chez le corail rouge (Corallium rubrum)

Thèse de doctorat en sciences de l'université d'Aix-Marseille, soutenue le 5 décembre 2016.

Jury – Nicolas BIERNE (DR CNRS), Brigitte CROUAU-ROY (P^r, université de Toulouse 3), rapporteurs ; Nicolas GALTIER (DR CNRS), Jean-Christophe POGGIALE (P^r, université d'Aix-Marseille), Eve TOULZA (MCF, université de Perpignan), examinateurs ; Didier AURELLE (MCF, université d'Aix-Marseille), Pierre PONTAROTTI (DR, CNRS), codirecteurs.

Mots clés : corail rouge, sélection, adaptation locale, changement climatique, déterminisme génétique du sexe, connectivité.

Keywords: red coral, selection, local adaptation, climate change, genetic determinism of sex, connectivity.

The on-going climate change should have major impacts on the different components of biodiversity, from genes to ecosystems. The Mediterranean red coral (*Corallium rubrum*) has an important ecological role in Mediterranean benthic ecosystems and is submitted to major anthropic pres-

ures because of its direct (exploitation) and indirect (attractivity for recreational scuba-diving) economical values. This species has recently been impacted by mortality events linked with thermal anomalies. Because of the extremely contrasted thermal conditions it deals with along his range the red coral is an interesting model for the study of local adaptation. During my thesis, I tried to understand the genetic basis of thermotolerance differences in the red coral. We first confirmed that gene expression differences were maintained along time, in absence of thermal stress in individuals from different depths in Marseille. Some of these genes presented relevant functions which were already described in the stress response in cnidaria and were good candidates for the study of local adaptation and strong arguments supporting the conservation of this function in cnidaria. In order to identify potential genetic basis of the local adaptation in the red coral, we built a sampling design of pairs of "shallow vs deep" populations in three geographical regions and sequenced via RAD-Sequencing the corresponding individuals. The analysis of neutral genetic structure of the studied populations highlighted a limited connectivity of shallow populations with both shallow populations and deep populations that could counteract recolonization abilities of population the most exposed to global change. Several methodological obstacles have been met in the detection of loci under selection in such strongly structured species. By keeping in mind these potential biases, we highlighted a potential signal of local adaptation in Marseille and Corsica, without any convergence in candidate genes and functions. The analysis of the genetic structure of the red coral led us to the identification of sex genetic markers which is the first description in a non-bilaterian species. This observation confirms that the red coral is an interesting model for evolutionary and integrative biology. In conclusion, this thesis completes ecological and biological genetic knowledge we have for the red coral. Here we provide a first study of local adaptation and genetic sex determination in this species. New approaches will be implemented to further explore the local adaptation of red coral to depth, particularly in light of a genome, or a more focused view of the phenotype.

Le changement climatique actuel affecte déjà différents composants de la biodiversité, des gènes aux écosystèmes. En Méditerranée, le corail rouge (*Corallium rubrum*) présente un important rôle écologique dans les écosystèmes benthiques de substrat dur. Il subit d'importantes pressions anthropiques de par sa valeur économique directe (exploitation) et indirecte (attire pour la plongée récréative). Il a récemment été touché par des événements de mortalité liés à des anomalies thermiques. Par ailleurs, les conditions environnementales, et notamment thermiques, extrêmement contrastées que cette espèce subit sur l'ensemble de son aire de répartition en font un modèle intéressant pour l'étude de l'adaptation locale. Nous avons donc cherché, au cours de notre thèse, à comprendre les bases génétiques des différences de thermotolérance chez le corail rouge.

Dans un premier temps, nous avons confirmé que les différences d'expressions de gènes étaient maintenues au cours du temps, en absence de stress thermique chez des individus issus de profondeurs différentes à Marseille. Certains des gènes identifiés, présentant des fonctions pertinentes et déjà décrites pour la réponse au stress chez les cnidaires, sont de bons candidats pour l'étude de l'adaptation locale et de forts arguments en faveur de la conservation de cette fonction chez les cnidaires. Afin d'identifier d'éventuelles bases génétiques de l'adaptation locale chez le corail rouge, nous avons mis en place un protocole d'échantillonnage de paires de populations « surface vs profondeurs » dans trois régions géographiques différentes suivi d'un séquençage *via* RAD-Séquençage. L'analyse de la structure génétique neutre indique une connectivité réduite entre les populations de surface et les populations profondes qui pourrait limiter les capacités de recolonisation des populations les plus exposées aux pressions du changement global. En ce qui concerne les locus sous sélection, plusieurs obstacles méthodologiques

ont été rencontrés dans leur détection chez cette espèce à forte structure génétique. En gardant à l'esprit ces biais possibles, nous avons identifié un signal probable d'adaptation locale à Marseille et en Corse, sans qu'une convergence dans les gènes ou les fonctions candidats n'ait été observée. L'analyse de la structure génétique chez le corail rouge a conduit à l'identification de marqueurs génétiques du sexe qui correspond à la première description chez une espèce non bilatérienne. Cette observation confirme l'intérêt du corail rouge en tant que modèle en biologie évolutive et intégrative. En conclusion, cette thèse complète les connaissances biologiques écologiques et génétiques que nous avons chez l'espèce emblématique qu'est le corail rouge. Nous apportons ici une première étude de l'adaptation locale et du déterminisme génétique du sexe chez cette espèce. De nouvelles approches pourront être mises en place pour continuer à explorer l'adaptation locale du corail rouge à la profondeur, notamment à la lumière d'un génome, ou d'un point de vue plus axé sur le phénotype.

Fabrication :

Transfaire / *naturalia*
PUBLICATIONS

04250 Turriers

www.transfaire.com

www.naturalia-publications.com

Achévé d'imprimer : mars 2017

Editors-in-Chief: Dr Élise Buisson
et Dr Brigitte Talon

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

Editorial Board

D^r Pierre CHEVALDONNÉ, CNRS, Université
Aix-Marseille, Marseille, France

D^r Marc CHEYLAN, EPHES, Montpellier,
France

D^r Cécile CLARET, Université Aix-
Marseille, Marseille, France

D^r Bruno FADY, INRA, Avignon, France

P^r Thierry GAUQUELIN, Université Aix-
Marseille, Marseille, France

D^r Grant WARDELL-JOHNSON, Université
Western, Australie

D^r Raphaël Gros, Université Aix-
Marseille, Marseille, France

D^r Frédéric GUITER, Université Aix-
Marseille, Marseille, France

P^r Serge KREITER, SupAgro, Montpellier,
France

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

P^r Frédéric MÉDAIL, Université Aix-
Marseille, Marseille, France

P^r François MESLÉARD, Université
Avignon-Tour du Valat, France

D^r Tom PARKER, San Francisco State
University, États-Unis

D^r Philippe PONEL, CNRS, Université Aix-
Marseille, Marseille, France

D^r Roger PRODON, EPHE, Montpellier,
France

D^r Sandra SAURA-MAS, Autonomous
University of Barcelona, Espagne

D^r Isabelle SCHWOB, Université Aix-
Marseille, Marseille, France

D^r Thekla K. TSITSONI, Aristotle
University of Thessaloniki, Grèce

D^r Éric VIDAL, IRD, France

D^r Mercedes VIVAS, Universidad of
Concepción, Chili

D^r Ioannis VOGIATZAKIS, Open University
of Cyprus, Chypre

ISSN 0153-8756

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

Guidelines for 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, marine biology, population biology, community ecology, forest ecology, marine ecology, genetic ecology, landscape ecology, microbial ecology, restoration ecology, plant and animal ecology, ecophysiology, palaeoecology, palaeoclimatology. The journal also publishes reviews, short communications, book reviews, Ph. D. thesis abstracts and comments on papers recently published in the journal. *ecologia mediterranea* invite conference organizers to get in touch with the editors for special issues as part of conference/symposium proceedings. Manuscripts are peer-reviewed by appropriate referees. The final decision to accept or reject the manuscript is made by the editors. To submit a paper, please send an electronic version of your paper to ecologia.mediterranea@imbe.fr (doc(x) or rtf). Please read the following guidelines to prepare your manuscript. When the article is accepted, the authors should take reviewer's comments into consideration. They will send back to the journal Editorial Office, within 2 months. After this deadline, the manuscript will be considered as a new submission.

TYPES OF MANUSCRIPTS
Please, mention the type of manuscript you are submitting on the first page of your submission.

Research article: research report of broad scope that is an original contribution to science. The typical length of research papers is about 6,000 to 8,000 words.

Short communication: brief report of new observations or of important findings that deserve publication before broader studies are completed. The typical length of short communications is about 3,000 to 4,000 words.

Reviews: critical appraisal of broad areas of investigation or research in Mediterranean ecology. The typical length of reviews is about 6,000 to 8,000 words.

Commentaries: opinion on topics recently published in *ecologia mediterranea* or essays on topics of general interest in Mediterranean ecology. The typical length of short communications is about 1,000 to 3,000 words.

Book review: critical appraisal of a Book interesting to the readers of *ecologia mediterranea*. Editors who wish to see their book reviewed in *ecologia mediterranea* should get in touch with the editors of the journal.

Ph. D. thesis abstracts: abstract of the Ph. D. thesis recently defended in the fields covered by *ecologia mediterranea*. Author, Year, Title, University (e.g. Ph. D. thesis defended on April, 4th 2014 at University of California, Irwin, USA, Lab xxx), Composition of board, Keywords, Abstract (1,000 words max.).

MANUSCRIPT PREPARATION

Manuscripts (typewritten Times 12, with double line spacing) must be written in English or in French. 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. title in English and French, author(s) and address(es), abstract in English and French, an English short version (if English is not the language used in the article), keywords in English and French, text, acknowledgements, references, figures and tables (one / page). For the submission, figures and tables are integrated in the

word document and not sent separately. For research papers, the text should normally consist of 4 sections: introduction, methods, results, discussion which are not numbered. Subtitles are not be numbered either:

- Introduction
- Methods
 - Study site
 - Experimental design
 - Statistical analyses
- Results
- Discussion

Use lower-case letter type for names in the text and in the reference section. 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.

FIRST PAGE

The first page contains:

- 1) the type of manuscript (research paper, short communication, etc.);
- 2) the title of the article;
- 3) the names of the authors;
- 4) the address of each author + an email at least of the corresponding author;
- 5) the total number of words from the introduction to the references included.

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; ISI Journal Abbreviations Index). Check the manuscript 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*. Academic Press, London, 300 p.

Book chapters

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

IN-TEXT CITATIONS

The words "figure" and "table" announced in-text should be written in extenso and with lower-case letter type. In the text refer to the author's name and year of publication (followed by pages only if it is a quotation). If a publication is written by more than two authors, the name of the first author should be used followed by "et al." (this indication, however, should never be used in the list of references: first author and co-authors should be mentioned in it). Examples: "Since Dupont (1962) has shown that...", or "This is in agreement with previous results (Durand et al. 1990; Dupont & Dupont 1997)..."

ABBREVIATES, NOMENCLATURE AND LATIN WORDS

Explanation of a technical abbreviate is required when the first use. International convention codes for nomenclature should be used. Latin words should be in italic (et al., a priori, etc.), particularly for plants or animals' denomination (the first time, please precise author's name: for example, *Olea europaea* L.).

FIGURES AND TABLES

All illustrations should be included in the word document after the section "References". Once the paper is accepted for publication, illustrations should be sent separately (3,000 dpi). All the illustrations should be cited and should have a legend.

REPRINTS

A pdf version will be supplied free of charge for each paper.

SUBSCRIPTION

(contact : ecologia@naturalia-publications.com)

1 year = 2 issues

	Subscription	Postage	Total
France	60 €	6 €	66 €
Europe	60 €	12 €	72 €
World	60 €	16 €	76 €

Mail this subscription to:

SARL Transfaire
Avenue Maréchal Leclerc
F-04250 TURRIERS

Bank: CA SISTERON
IBAN: FR76 1910 6008 3913 9956 2600 062
BIC: AGRIFRPP891

Sommaire – Contents

<i>Editorial – Éditorial</i>	3
Pertinence of protected areas networks in biodiversity conservation strategies: insights from an eastern Mediterranean context R. EL-HAJJ, C. KHATER, E. VELA, A. KHALIFE, T. TATONI	5
Étude de la phytodiversité et caractérisation de l'habitat de <i>Teucrium polium</i> L. (Lamiaceae) du mont de Tessala (Algérie occidentale) N. FERTOUT-MOURI, A. LATRÈCHE, Z. MEHDADI, S. AKLI-DJAABOUB, A. AKLI	21
Dynamique post-perturbation (post-incendie ou post-surpâturage) des communautés végétales des monts de Tessala, Algérie occidentale B. SAIDI, A. LATRÈCHE, Z. HAKEMI, Z. MEHDADI, A. BOUKER	41
L'écocomplexe de Païolive en Ardèche méridionale (France) : un pic de biodiversité du Hotspot méditerranéen P. BLANDIN, H.-P. ABERLENC, C. BAUVET, N. BIANCHIN, A. COCKLE-BÉTIAN, A. COUTÉ, G. DESO, R. DUGUET, M. GAYMARD, J.-F. HOLTOF, V. HUGONNOT, A. LADET, F. LAGARDE, W. LHERMENIER, M. LHOMME, D. MAURIN, C. PERRETTE, F. RICHARD, F. SCHWAAB	51
Résumés de thèses – Ph. D summaries M. AÏT HAMZA, F. ARENE, B. BORSCHINGER, A. BOUKHRIS, R. EL-HAJJ SAWAYA, L. FIERRO CONSTAIN, M.-A. GALERON, J. GAVINET, S. GREFF, M. PRATLONG	96

Revue indexée dans Pascal-Cnrs et Biosis

