

ecologia mediterranea

Vol. 45 (1) – 2019

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

ecologia mediterranea

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, EPHE, 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 MESLARD, 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 de Concepción, Chili

D^r Ioannis VOGLATZAKIS, 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 priviliege 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, éphysiologie, 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.

Article

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

Ouvrage

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

Chapitre d'ouvrage

May R.M., 1989. Levels of organisation in ecology. In: Cherrett 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 (Sav.) 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, prêtées 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 € |
| Europe | 60 € | 12 € |
| Monde | 60 € | 16 € |

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. 45 (1) – 2019

Sommaire / Contents

| | |
|--|----|
| <i>Editorial – Éditorial</i> | 3 |
| <i>Sur la présence de <i>Cymbula safiana</i> (Gastropoda : Patellidae) au niveau de la côte algérienne (Méditerranée sud-ouest) : structure des populations et nouvelles stations de signalisation</i> <i>On the presence of <i>Cymbula safiana</i> (Gastropoda: Patellidae) on the Algerian coast (SW Mediterranean): Population structure and new record stations</i> | |
| <i>Z. BOUZAZA, K. MEZALI</i> | 5 |
| <i>Diet selection of introduced black rats <i>Rattus rattus</i> L. in relation to plant availability on Berlenga Island, Portugal</i> <i>Préférence alimentaire des rats noirs introduits <i>Rattus rattus</i> L. en relation avec la disponibilité de la flore sur l'île de Berlenga, Portugal</i> | |
| <i>T. NASCIMENTO, N. OLIVEIRA, A. I. FAGUNDES, C. TEJADA-BAENA, A. Luís</i> | 15 |
| <i>Landscape linkages for the distribution of the endangered <i>Hierophis cypriensis</i> in Cyprus</i> <i>E. EROTOKRITOU, I. N. VOGIATZAKIS</i> | 31 |
| <i>Effets d'une crue sur la banque de semences du sol des habitats riverains dans les Alpes du Sud, France</i> <i>Impacts of a flood on the seed bank of riparian habitats in the Southern Alps, France</i> | |
| <i>S. HUC, A. SAATKAMP, F. JACOB, S. ABDULHAK</i> | 45 |
| <i>Note on the Flora of Plane Island (Oran)</i> <i>Note sur la flore de l'île Plane (Oran)</i> | |
| <i>K. BAHI, S. HADJADJ AOUEL, A. BELGUERMI</i> | 61 |
| <i>Suivi local d'une communauté de rongeurs dans la région de Lansarine au nord de la Tunisie : activité et distribution spatiale et temporelle des espèces</i> <i>Local monitoring of a rodent community in the Lansarine region of northern Tunisia: activity, spatial and temporal distribution of species</i> | |
| <i>A. BEN IBRAHIM, I. BEN SALEM, I. LABIDI, M. CHETOUI, S. NOUIRA</i> | 67 |

| | |
|---|-----|
| Restauration écologique des forêts par l'utilisation d'espèces autochtones au nord-ouest de la Tunisie : une nouvelle expérience d'approche participative <i>Forest Ecological restoration by the use of native species in the North West of Tunisia: a brand new experience of participatory approach</i> | 75 |
| I. TOUHAMI, A. KHORCHANI, Z. NASR, M. T. ELAIEB, T. RZIGUI, A. KHALDI | |
| Analyse phytosociologique et phytoécologique des formations forestières à pin laricio de Corse (<i>Pinus nigra</i> J.F. Arnold subsp. <i>laricio</i> Maire) <i>Phytosociological and phytoecological survey of Corsican Pine forests</i> | 85 |
| C. GAUBERVILLE, C. PANAIOTIS, F. BIORET, J. CAPELO | |
| Résumés de thèses – <i>Ph. D summaries</i> J. CHENOT, M. DOUARRE, C. MOINARDEAU, C. VIDALLER, L. TATIN | 104 |

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, EPHE, 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

Éditorial – Editorial

Élise BUISSON
et Brigitte TALON
Éditrices en chef
Editors-in-Chief

The Mediterranean region, including the sea, is suffering from the full impact of global warming. As the latest IPBES report is being published, confirming that nature is globally declining at an unprecedented rate in human history and that the extinction rate of species is accelerating, it is urgent to continue the work of describing the Mediterranean ecosystems and species that are still poorly understood. Thus, Bahi *et al.* describe the flora of Plane Island (Oran), which is less known than that of neighboring islands (Habibas and Rachgoun). In the first article of *ecologia mediterranea* devoted to a marine species, Bouzaza and Mezali are interested in Safi limpet, *Cymbula safiana*, threatened with extinction in Algeria due to the destruction of its habitat. Terrestrial fauna is also well represented in this issue: fragmentation of Cyprus snake habitat (*Hierophis cypriensis*) (Erotokritou and Vogiatzakis), the effects of the moon and of the impacts of the introduced species *Rattus norvegicus* on rodent communities in northern Tunisia (Ben Ibrahim *et al.*), and the behavior of another introduced rodent (*Rattus rattus*) in an effort to protect and restore natural ecosystems on Berlenga Island, Portugal (Nascimento *et al.*).

Faced with the loss of biodiversity, the preservation and ecological restoration of forest ecosystems are also essential and the role of native species is fundamental. In Tunisia, several native species are used for the ecological restoration of a forest in the M'sid-Nefza region, in a participatory experimental approach (Touhami *et al.*). In Corsica, Laricio pine forests are among the seven ecosystems assessed as «near threatened» by IUCN France. This native pine tree is essential to the survival of many protected species, such as the Corsican Nuthatch (*Sitta whiteheadi*). Gauberville *et al.*, through their detailed phytosociological and phytoecological analyses, explore ways to conserve this emblematic species, which faces a high risk of major fires. However, the increase in temperatures is particularly marked in the Mediterranean region. IPCC experts point out that in the Marseille region, temperatures have risen by 2.5°C since the pre-industrial period. If temperatures increase further, freshwater will become a scarce resource because the dry season will no longer be 3 but 5 months, and the risk of fire will increase. Marseille water supply depends on the Alps, and in particular on the Durance, a capricious alpine river, which is still subject to high floods in the upper part of its bed. These floods have consequences on bank erosion and on the soil seed bank (Huc *et al.*), which locally demonstrates the great potential for restoring riverside communities. Finally, don't forget: every four years, the IUCN Congress takes place; it brings together the international nature conservation community: the next one will be held in Marseille, on the shores of the Mediterranean Sea (<https://www.iucncongress2020.org/>). Another appointment not to be missed is the XVIIth MEDECOS conference, the International Mediterranean Ecosystems Conference, which will be held in South Africa in September 2020 (<http://medecos2020.org/>).

*La région méditerranéenne, mer comprise, subit de plein fouet les conséquences du réchauffement climatique. À l'heure de la parution du dernier rapport de l'IPBES, qui confirme que la nature décline globalement à un rythme sans précédent dans l'histoire humaine et que le taux d'extinction des espèces s'accélère, il est urgent de continuer le travail de description des nombreux écosystèmes et espèces méditerranéens encore mal connus. Ainsi, Bahi et coll. décrivent la flore de l'île de Plane (Oran), moins connue que celle de ses voisines (Habibas et Rachgoun). Dans le premier article d'*ecologia mediterranea* consacré à une espèce marine, Bouzaza et Mezali s'intéressent à la patelle de Safi *Cymbula safiana*, menacée de disparition en Algérie par la destruction de son habitat. La faune terrestre n'est pas en reste : fragmentation de l'habitat de la couleuvre de Chypre (*Hierophis cypriensis*) (Erotokritou et Vogiatzakis),*

effets de la lune et des impacts de l'espèce introduite Rattus norvegicus sur les communautés de rongeurs du Nord de la Tunisie (A. Ben Ibrahim et coll.), et comportement d'un autre rongeur introduit (Rattus rattus) dans un objectif de protection et de restauration des écosystèmes naturels de l'île de Berlenga, au Portugal (Nascimento et coll.).

Face à la perte de biodiversité, la préservation ou la restauration écologique des écosystèmes forestiers est elle aussi indispensable et le rôle des essences autochtones y est fondamental. En Tunisie, ce sont principalement des espèces autochtones qui sont utilisées pour la restauration écologique des forêts de la région de M'sid-Nefza, dans une approche expérimentale participative (Touhami et coll.). En Corse, les pinèdes à pin laricio font partie des sept écosystèmes évalués comme « quasi menacés » par l'IUCN France. Ce pin autochtone conditionne la survie de nombreuses espèces protégées, comme la sitelle corse (Sitta whiteheadi). Gauberville et coll., par leurs analyses phytosociologique et phytoécologique détaillées, explorent des pistes de conservation de cette espèce emblématique de la Corse confrontée à un risque élevé de grands incendies. Or, l'augmentation des températures est particulièrement marquée en région méditerranéenne. Les experts du GIEC rappellent que dans la région marseillaise, la température est montée de 2,5 °C depuis la période pré-industrielle. Si la température augmente encore, l'eau douce va devenir une denrée rare car la saison sèche ne sera plus de 3 mois de 5 mois, et les risques d'incendie accrus. L'approvisionnement en eau de la ville de la région marseillaise dépend du massif alpin, et en particulier de la Durance, rivière alpine capricieuse et sujette à des crues encore importantes dans la partie amont de son lit. Ces crues ne sont pas sans conséquences sur l'érosion des berges et sur la banque de graines du sol (Huc et coll.), qui démontre localement de grandes potentialités de restauration des communautés riveraines. Et n'oubliez pas : organisé tous les quatre ans, le prochain congrès de l'IUCN, qui rassemble la communauté internationale de la conservation de la nature, se tiendra à Marseille, sur les rivages de la méditerranée (<https://www.iucncongress2020.org/>). Un rendez-vous à ne pas manquer. La XVII^e conférence MEDECOS, la conférence internationale sur les écosystèmes méditerranéens, se tiendra en Afrique du Sud en septembre 2020 (<http://medecos2020.org/>).

Sur la présence de *Cymbula safiana* (Gastropoda : Patellidae) au niveau de la côte algérienne (Méditerranée sud-ouest) : structure des populations et nouvelles stations de signalisation

On the presence of Cymbula safiana (Gastropoda: Patellidae) on the Algerian coast (SW Mediterranean): Population structure and new record stations

Zoheir BOUZAZA* & Karim MEZALI

Laboratoire de protection, valorisation des ressources marines littorales et systématique moléculaire.
Département des sciences de la mer et d'aquaculture, faculté des sciences de la nature et de la vie,
université Abedelhamid Ibn Badis de Mostaganem, Boîte postale 227, 27000, Algérie.

* Auteur correspondant : zoheir.bouzaza@univ-mosta.dz

Received: 7 August, 2018; First decision: 31 August, 2018; Revised: 9 Sept., 2018; Second decision: 2 Oct., 2018;
Revised: 2 Oct., 2018; Accepted: 2 Oct., 2018 - associate editor Pierre Chevaldonné

Résumé

Cymbula safiana (Lamarck, 1819) est une espèce de gastéropode menacée de disparition en Méditerranée. En Algérie, peu d'études lui ont été consacrées. Le présent travail a pour objectif d'étudier la structure en taille et en densité des populations de *C. safiana* dans six stations de la côte algérienne. À travers cette étude, nous avons pu signaler pour la première fois *C. safiana* dans quatre stations de la côte algérienne (port de Salamandre, port de Aïn Taya, Figuier Plage et Collo). Nos résultats ont montré l'existence d'une classe de taille de jeunes individus [3-4 cm] dans les stations de Kharouba, Figuier Plage et Collo représentant un événement de recrutement massif. La plus grosse taille de coquille mesurée dans notre étude se trouvait à Kharouba (8,5 cm). Les habitats à substrats lisses et homogènes paraissent abriter les plus importantes densités d'individus de *C. safiana* :

par exemple, 5,2 ind/m au port de Salamandre et 2,1 ind/m à Figuier Plage. *Cymbula safiana* semble être bien installée sur les côtes algériennes, comme en témoigne son aire de distribution en nette progression vers l'est de l'Algérie. Cependant, l'urbanisation intense des zones côtières et l'absence de législation relative à son statut de protection pourraient remettre en cause cette situation.

Abstract

Cymbula safiana (Lamarck, 1819) is an endangered gastropod species in the Mediterranean. In Algeria, few studies have been devoted to this species. The aim of the present work is to study the population structure of *C. safiana* considering size and density in six stations of the Algerian coast. Through this study, we recorded for the first time *C. safiana* in four stations of the

Mots clés : Patellogastropoda, signalisation, structure de population, densité, habitat, Algérie.

Keywords: Patellogastropoda, first record, population structure, density, habitat, Algeria.

*Algerian coast (Port de Salamandre, Port de Aïn Taya, Figuier Plage and Collo) where this species was never reported before. Our results showed the existence of a size-class of young individuals [3-4cm] at Kharouba, Figuier Plage and Collo stations representing a massive recruitment event. The largest measured shell was found at Kharouba station (8.5cm). Habitats with smooth, homogeneous substratum appeared to host the most important densities of *C. Safiana*: Port de Salamandre (5.2ind/m) and Figuier Plage (2.1ind/m). *Cymbula safiana* seems to be well established on the Algerian coast, as shown by its clear progression and extension to the eastern part of Algeria. However, the intense urbanization of coastal areas and the lack of legislation on its protection status are serious threats that could challenge this situation.*

Abridged English version

The patellid gastropod *Cymbula safiana* (Lamarck, 1819) is the only representative of the genus *Cymbula* in the Mediterranean Sea. It is common on the West and North African coasts and also found on the Iberian Peninsula. This species is considered the largest Mediterranean limpet and is protected by several European conventions. Few studies have been undertaken on this species; the literature mainly reports studies on its systematics, morphology and reproduction (Christiaens 1973; Hodgson *et al.* 1996; Ridgway *et al.* 1998; Guerra-García *et al.* 2006; Espinosa *et al.* 2011; Rivera-Ingraham *et al.* 2011a, b). In Algeria, studies on *C. safiana* are scarce. We could only note the work of Pallary (1900), reporting the presence of this species on the western sector of the Algerian coast, and also some biological and ecological surveys mainly in the western and the central seashores of Algeria (Frenkiel 1975; Frenkiel & Moueza 1977, 1982).

An evaluation of the occurrence and density of *C. safiana* was carried out during spring 2016 at fourteen stations on the Algerian coast using 100 m transects of 1 m height above sea level, parallel to the coast. The individuals found in each transect were counted and their maximum shell length was measured using a caliper. A one-way ANOVA was performed to check the spatial variations in average density and size.

A total of 952 individuals of *C. safiana* were counted and four new stations sheltering this species have been reported (Port de Salamandre, Port de Aïn Taya, Figuier Plage and Collo). It is in Kharouba station that the

largest shell size was recorded (8.5cm). The highest average size was observed in Port de Salamandre (5.1 ± 1 cm) while the lowest value was found at Beni Saf (4.3 ± 0.8 cm). The populations of Beni Saf, Port de Salamandre and Port de Aïn Taya have a unimodal size distribution where the class [4-5 cm] is dominant. The other populations from other stations have bimodal distributions with dominance of size classes [3-4cm] and [5-6cm]. In addition, the [3-4cm] size class found in Kharouba, Figuier Plage and Collo with frequencies of 31.3%, 20.3% and 22.5%, respectively, could reflect an important recruitment event of young individuals. The ANOVA performed to check the spatial variations in average density and size of *C. safiana* shows that there is a significant difference between all stations. Furthermore, the highest average density has been encountered at Port de Salamandre (5.2ind/m) and the largest average size at Figuier Plage (5.1 ± 1 cm). This could be related to the nature of the substratum at these stations (smooth and homogeneous). *Cymbula safiana* seems to be well established on the Algerian coast and shows a clear progression and extension to the east of Algeria. However, the intense urbanization of coastal areas, recreative and professional harvesting and the lack of legislation on its management or protection status are serious threats that could challenge this situation.

Introduction

Cymbula safiana (Lamarck, 1819), communément appelée « patelle noire », est un mollusque gastéropode prosobranche commun des côtes de l’Afrique de l’Ouest, du sud de la péninsule ibérique et des archipels macaronésiens (Christiaens 1973 ; Rolán 2005 ; Guerra-García *et al.* 2006). Cette espèce est la seule représentante du genre *Cymbula* en Méditerranée, où elle est présente de la zone de balancement des vagues à 5 m de profondeur (Frenkiel & Moueza 1982). Elle a été signalée sur l’île d’Alboran (Moreno & Arroyo 2008), à Melilla (Pasteur-Humbert 1962) et à Ceuta où elle est fréquente dans l’intertidal inférieur (Rivera-Ingraham *et al.* 2011a, b). Considérée comme la plus grande patelle de Méditerranée, *Cymbula safiana* est actuellement cataloguée comme une « espèce menacée ou en voie de disparition et strictement protégée » par la Convention de Barcelone (annexe II, 1993), « strictement protégée » par la Convention de

Berne (annexe II, 1995) et « vulnérable » par la liste rouge andalouse des espèces d'invertébrés menacés (Moreno & Arroyo 2008). En Algérie, Pallary (1900) a été le premier à signaler *Cymbula safiana* dans son inventaire des coquilles marines de la zone occidentale algérienne (Beni Saf, Oran et Mostaganem). Son cycle reproductif a été détaillé par Frenkiel (1975) et son aire de répartition ainsi que son écologie ont été étudiées par Frenkiel & Moueza (1977, 1982) au niveau du secteur ouest (Ghazaouet, île Rechgoun, îles Habibas et Kharouba) et central (Ténès, Alger et Zemmouri) du littoral algérien. Grandfils & Vega (1984) ont identifié *C. safiana* sur les côtes de la région de Malaga en examinant sa radula. En se basant sur la forme des spermatozoïdes, Hodgson *et al.* (1996) ont alors transféré cette espèce, longtemps classée dans le genre *Patella*, dans le genre *Cymbula*. Ces travaux ont été confirmés par l'étude génétique de Ridgway *et al.* (1998) et Koufopanou *et al.* (1999). Espinosa *et al.* (2011) ont montré que la structuration génétique de quelques populations de *C. safiana* situées au niveau des côtes marocaines et sudibériques sont issues d'une récente expansion. Par ailleurs, Rivera-Ingraham *et al.* (2011a) ont décrit une différenciation entre la forme des coquilles des juvéniles (aplatises et striées) et celles des adultes (coniques et non striées). Les signalisations de cette espèce ont longtemps été cantonnées aux côtes centre et

ouest-algéries, mais dans leur étude sur la répartition et la densité des populations de *Patella rustica* dans la partie centrale du golfe de Skikda (est de l'Algérie), Maatallah & Borhane (2014) ont inventorié *C. safiana* (sous l'ancienne appellation « *Patella nigra* ») parmi les espèces de macrofaune vivant en association avec d'autres espèces de patelles de cette région, sans apporter plus de détails. Enfin, encore plus à l'est, Boukhicha *et al.* (2014) ont récemment signalé *C. safiana* sur quatre stations des côtes tunisiennes (Sidi Rais, Korbous, Ras Drak et Kelibia).

Compte tenu de l'importance de ce taxon en termes de conservation, nous avons recherché sa présence dans quelques stations réparties le long des côtes algériennes et avons relevé des éléments de structure en taille et en densité des populations de *C. safiana* rencontrées au niveau du médiolittoral supérieur (partie émergée) de quelques stations de la côte algérienne.

Méthodes

L'estimation de la densité des populations de *C. safiana* a été réalisée durant le printemps de l'année 2016 dans 14 stations réparties sur 1 150 km de la côte algérienne (figure 1 ; tableau 1). Pour chaque station, un transect

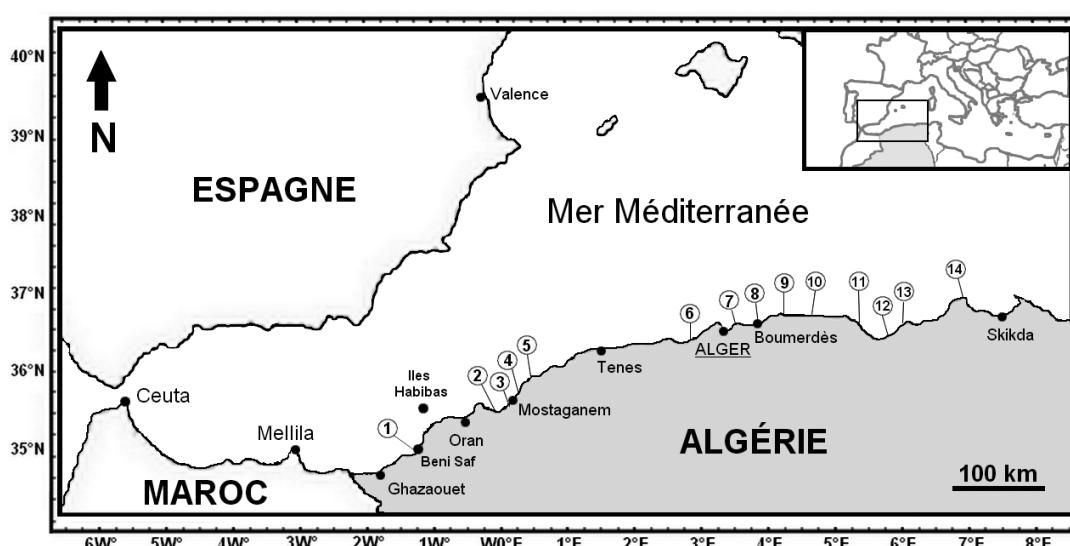


Figure 1 – Position géographique des stations prospectées pour *Cymbula safiana* sur la côte algérienne.
1 : Beni Saf ; 2 : Stidia ; 3 : port de Salamandre ; 4 : Kharouba ; 5 : cap Ivi ; 6 : Bérard ; 7 : port de Aïn Taya ; 8 : Figuier Plage ; 9 : Tigzirt ; 10 : Azzefout ; 11 : Béjaïa ; 12 : Ziama Mansouriah ; 13 : Rocher noir ; 14 : Collo.

Figure 1 – Geographic position of *Cymbula safiana* in the prospected stations. 1: Beni Saf; 2: Stidia; 3: port de Salamandre; 4: Kharouba; 5: Cap Ivi; 6: Bérard; 7: port de Aïn Taya; 8: Figuier Plage; 9: Tigzirt; 10: Azzefout; 11: Béjaïa; 12: Ziama Mansouriah; 13: Rocher Noir; 14: Collo.

horizontal de 100 m de long, sur une hauteur de 1 m au-dessus de l'eau, parallèle au rivage, a été examiné (Guerra-García *et al.* 2004). Cette méthode sous-estime nettement le nombre

réel d'individus du fait que l'espèce est l'une des plus présentes dans l'étage infralittoral jusqu'à 5 m (Frenkiel & Moueza 1982).

Les individus retrouvés sur chaque transect ont été comptés. La longueur maximale de chaque coquille a été mesurée grâce à un pied à coulisse ($\pm 0,1$ mm) (tableau 1). Une ANOVA à un facteur a été réalisée pour vérifier si les stations ont un effet sur la densité moyenne et la taille moyenne de *C. safiana*.

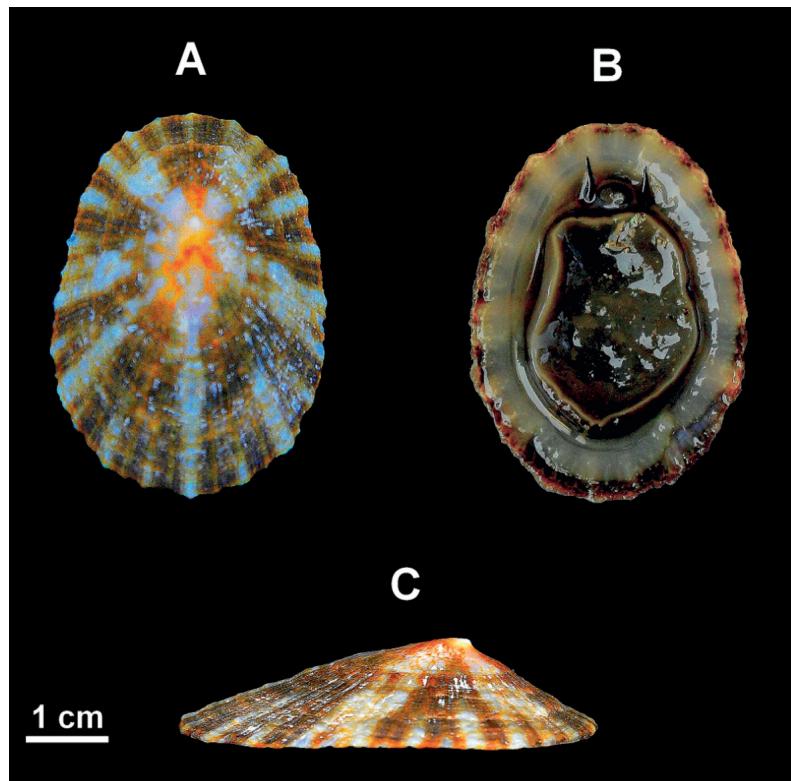


Figure 2 – Morphologie externe de *Cymbula safiana* de la côte algérienne (individu issu de la station de Collo, photo prise par M. Z. Bouzaza). (A) vue dorsale, (B) vue ventrale et (C) vue de profil.

Figure 2 – External morphology of *Cymbula safiana* from the Algerian coast (individual originating from Collo station, photograph Mr. Z. Bouzaza). (A) dorsal view, (B) ventral view and (C) side view.

Résultats

Sur les 14 stations prospectées, 6 stations ont révélé la présence de *C. safiana* : Beni Saf, port de Salamandre, Kharouba, port de Aïn Taya, Figuier Plage et Collo (figure 1, figure 2, tableau 1). Un total de 952 individus de *C. safiana* répartis sur les 6 stations précitées ont été dénombrés (tableau 1). Dans les stations de Beni Saf, port de Salamandre et port de Aïn Taya, nous avons constaté une distribution de taille unimodale où la classe de taille [4-5 cm] domine avec les fréquences de 62,1 %, 34,3 % et 56 % respectivement (figure 3). Par contre, dans les stations de Kharouba, Figuier Plage et Collo, nous avons observé des distributions bimodales où les classes de taille [3-4 cm] et [5-6 cm] dominent avec des fréquences respectives de 31,3 %, 20,3 % et 22,5 % pour la première classe et de 34,4 %, 52,9 % et 47,5 % pour la seconde classe (figure 3). La plus petite

Tableau 1 – Valeurs moyennes de densité et de taille moyenne mesurées pour *Cymbula safiana* dans chaque station prospectée. N : nombre d'individus échantillonnes.

Table 1 – Average density and mean size values measured for *Cymbula safiana* at each prospected station. N: number of sampled individuals.

| Stations | Coordonnées | N | Densité moyenne (ind/m) | Taille moyenne (cm) | Type de substrat |
|-------------------------|-------------------|-----|-------------------------|---------------------|------------------|
| Beni Saf (1) | 35.18° N, 1.22° O | 87 | 0,87 | 4,37 \pm 0,89 | Accidenté |
| Stidia (2) | 35.49° N, 0° E | 0 | 0 | - | Accidenté |
| Port de Salamandre* (3) | 35.55° N, 0,03° E | 525 | 5,25 | 4,63 \pm 0,90 | Lisse |
| Kharouba (4) | 35.58° N, 0,6° E | 32 | 0,32 | 4,66 \pm 1,41 | Accidenté |
| Cap Ivi (5) | 36.12° N, 0,23° E | 0 | 0 | - | Accidenté |
| Bérard (6) | 36. 6° N, 2,6° E | 0 | 0 | - | Accidenté |
| Port de Aïn Taya* (7) | 36.47° N, 3,14° E | 50 | 0,50 | 4,51 \pm 0,54 | Accidenté |
| Figuier Plage* (8) | 36.78° N, 3,53° E | 218 | 2,18 | 5,15 \pm 1,05 | Lisse |
| Tigzirt (9) | 36.53° N, 4,07° E | 0 | 0 | - | Lisse |
| Azzefoun (10) | 36.53° N, 4,25° E | 0 | 0 | - | Lisse |
| Béjaïa (11) | 36.45° N, 5,4° E | 0 | 0 | - | Accidenté |
| Ziama Mansouriah (12) | 36.62° N, 5,48° E | 0 | 0 | - | Lisse |
| Rocher Noir (13) | 36.78° N, 5,6° E | 0 | 0 | - | Accidenté |
| Collo* (14) | 37° N, 6,33° E | 40 | 0,40 | 4,85 \pm 0,91 | Accidenté |

*Nouvelles stations de signalisation de *C. safiana*.

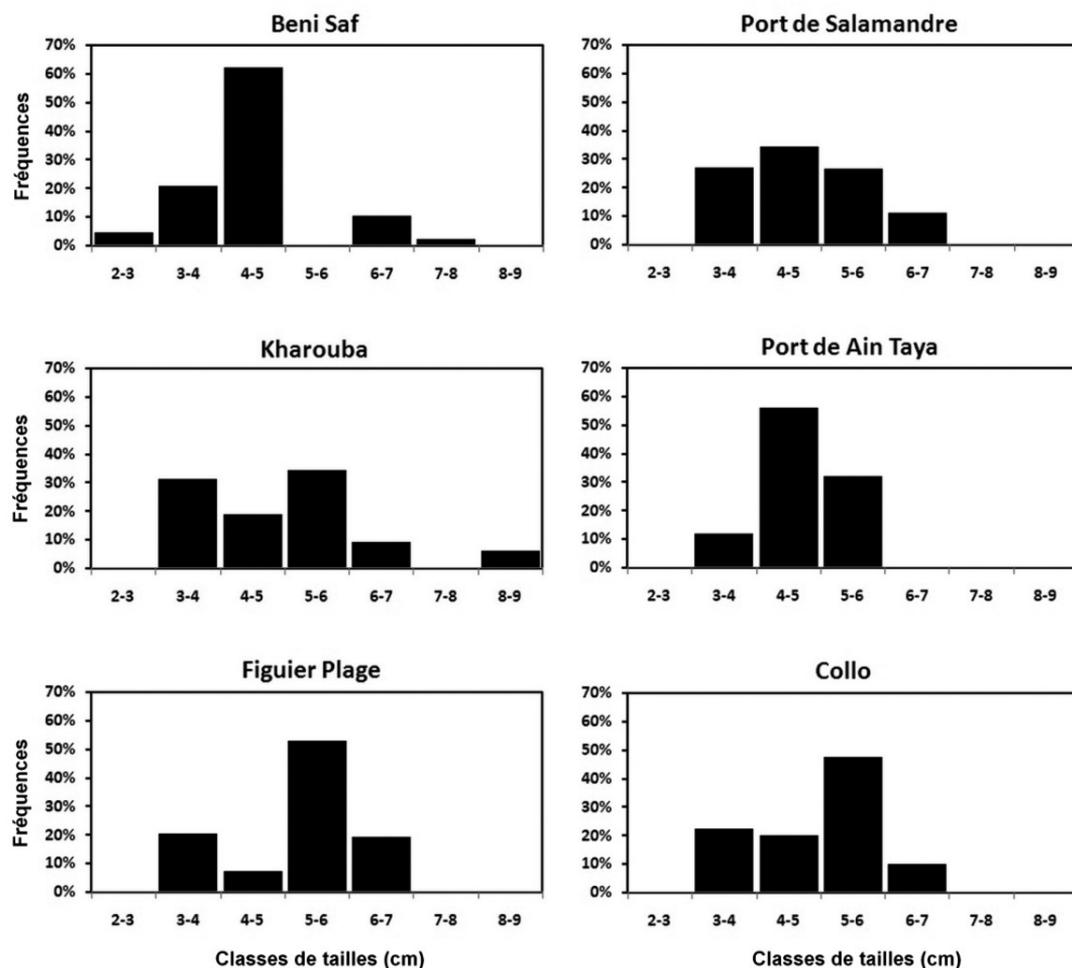


Figure 3 – Distribution des fréquences de taille des populations de *Cymbula safiana* échantillonnées dans les stations étudiées (les tailles d'échantillons de chaque station sont signalées dans le tableau 1).

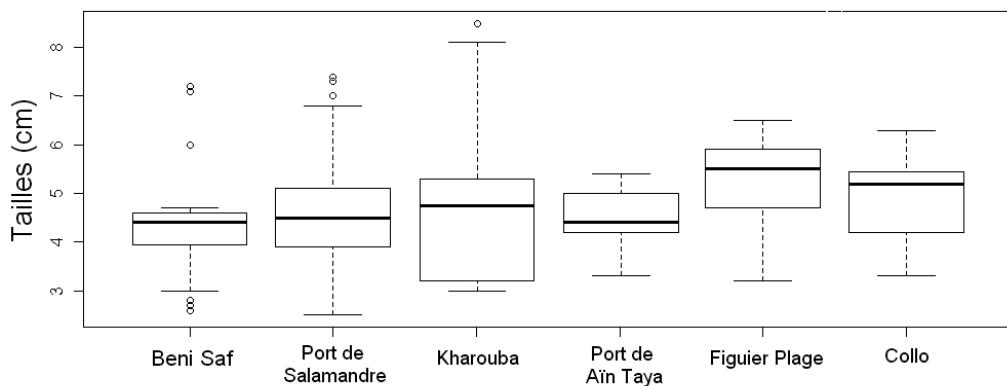
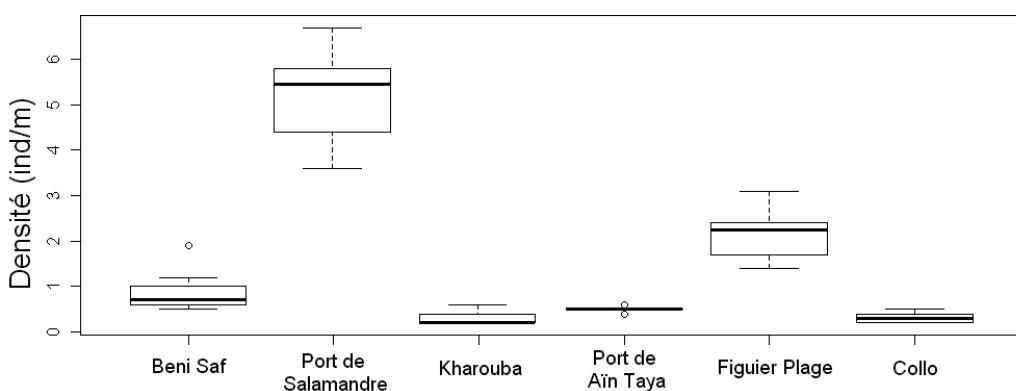
Figure 3 – Size frequency distribution of *Cymbula safiana* populations sampled at the studied stations (sample sizes of each station are shown in the Table 1).

taille de coquille relevée se trouve au niveau du port de Salamandre (2,5 cm) tandis que la plus grande taille de coquille se trouve au niveau de Kharouba (8,5 cm). La taille moyenne la plus élevée a été observée à Figuier Plage ($5,1 \pm 1,0$ cm) alors que la valeur la plus faible a été relevée à Beni Saf ($4,3 \pm 0,8$ cm) (figure 4 ; tableau 1). L'analyse des variations spatiales de la taille moyenne de *C. safiana* a montré une différence significative entre les stations étudiées (ANOVA, $F = 17,101$, $ddl = 5$, $P < 0,001$).

Les densités les plus élevées de *C. safiana* ont été signalées au port de Salamandre et à Figuier Plage (5,2 ind/m et 2,1 ind/m respectivement). La station de Kharouba présente la densité la plus basse (0,3 ind/m) (figure 5 ; tableau 1). L'analyse des variations spatiales de la densité de *C. safiana* a montré une différence hautement significative entre les stations d'études (ANOVA, $F = 169,28$, $ddl = 5$, $P < 0,001$).

Discussion

Ce travail nous a permis de rapporter des données sur la répartition de quelques populations de *Cymbula safiana* des côtes algériennes en nous basant sur la structure de population selon la taille et la densité. À travers cette étude, nous avons pu relever la présence de *C. safiana* dans quatre nouvelles stations de la côte algérienne (port de Salamandre, port de Aïn Taya, Figuier Plage et Collo). Pallary (1900) avait signalé *C. safiana* dans sept stations de la zone occidentale de la côte algérienne (Ghazaouet, Honaïne, Beni Saf, îles Habibas, Oran, Arzew et Kharouba). Cet auteur a considéré la station de Kharouba comme étant la limite est de sa répartition. Plus tard, dans leur étude sur la répartition de *C. safiana* sur la côte algérienne, Frenkiel & Moussa (1977) ont signalé cette espèce dans trois nouvelles stations du secteur central algérien (Ténès, Alger et Zemmouri). Ces

**Figure 4 – Longueur totale moyenne de *Cymbula safiana* pour chaque station d'échantillonnage.****Figure 4 – Average total length of *Cymbula safiana* for each sampling station.****Figure 5 – Densités moyennes de *Cymbula safiana* pour chaque station d'échantillonnage.****Figure 5 – Average densities of *Cymbula safiana* for each sampling station.**

mêmes auteurs avaient signalé qu'elle était en nette progression vers l'est. Cette progression sur la côte algérienne est clairement confirmée par la première signalisation au niveau de la station de Collo (présent travail), à Skikda (Maatallah & Borhane, 2014) ainsi que dans quatre stations de la côte tunisienne (Sidi Rais, Korbous, Ras Drak et Kelibia) (Boukhicha *et al.* 2014). Cependant, il faut noter que l'aire de distribution de *C. safiana* sur les côtes algériennes reste sporadique puisqu'elle n'a jamais été répertoriée dans la zone côtière située entre Kharouba et Alger sauf à Ténès (Frenkiel & Moueza 1977) et jamais répertoriée dans la zone côtière située entre Zemmouri et Collo. Par ailleurs, l'absence d'observations de *C. safiana* à Stidia, cap Ivi, Bérard, Tigzirt, Azzefoun, Béjaïa, Ziama Mansouriah et Rocher noir pourrait être due à la proximité entre ces stations et des zones balnéaires où la présence humaine et les rejets domestiques pourraient nuire à cette espèce. Selon Boukhicha *et al.*

(2014), les activités industrielles et urbaines pourraient jouer un effet néfaste sur le succès de colonisation de *C. safiana*. Par ailleurs, il n'est pas exclu que le manque de réseaux de surveillance en Algérie puisse expliquer le nombre restreint des stations de signalisation de cette espèce, qui, lorsque la compétition est trop forte, se retrouve principalement dans l'infralittoral supérieur (Frenkiel & Moueza 1982), une zone non échantillonnée dans la présente étude.

La classe de taille [3-4 cm] observée dans les stations de Kharouba, Figuier Plage et Collo semble correspondre à un recrutement massif de jeunes individus qui pourraient avoir un âge approximatif d'un an, en prenant en compte un taux de croissance de 30,5 mm/an pour des individus < 4 cm (Rivera-Ingraham 2010). La valeur élevée de la fréquence de la classe de taille [3-4 cm] de Kharouba (31,3 %) pourrait être due à l'hétérogénéité du substrat dans cette station. En effet, les modèles établis par Beck (2000) montrent que

les irrégularités dans les substrats sont associées à des taux de recrutement élevés chez une patelle (le Nacellidae *Cellana tramoserica*) et d'autres mollusques gastéropodes marins (le Littorinidae *Bembicium nanum* et le Trochidae *Astrocochlea porcata*). Ces structures paraissent améliorer les conditions de recrutement et fournir un abri aux patelles juvéniles (Rivera-Ingraham *et al.* 2011b ; Espinosa & Rivera-Ingraham, 2017).

La plus grande taille de coquille de *C. safiana* relevée dans cette étude (8,5 cm) dans la station de Kharouba (Mostaganem) est inférieure à celles mentionnées par Pallary (1900) dans cette même station (11,4 cm), par Frenkiel et Moueza (1982) à Ghazaouet (13 cm) et Rivera-Ingraham *et al.* (2011a) à Ceuta (13,3 cm). Il faut noter que la forte urbanisation au cours des dernières décennies au niveau des zones côtières algériennes pourrait être la cause principale de la diminution des tailles maximales observées. La collecte intensive des gros individus de patelles à des fins d'ornement et de pêche est pratiquée bien que *C. safiana* soit protégée par plusieurs conventions européennes (Moreno & Arroyo 2008). Il n'existe aucune législation protégeant ou réglementant cette espèce en Algérie. De plus, les gros individus de quelques espèces de patelles, telles que *Patella ferruginea*, sont commercialisés dans quelques secteurs de pêche algériens, notamment à Mostaganem (Mezali 2005). Prélèvements récréatifs et pêche professionnelle peuvent donc au moins en partie expliquer l'absence des gros individus de *C. safiana* sur la côte algérienne.

Même si la taille moyenne la plus importante se trouve à Figuier Plage (secteur centre de la côte algérienne), les tailles les plus importantes enregistrées dans cette étude se trouvent dans les stations du secteur ouest de la côte algérienne (Beni Saf, port de Salamandre et Kharouba) (figure 4). Il est à noter que la densité la plus élevée se trouve également dans le secteur ouest de la côte algérienne (notamment dans le port de Salamandre) avec une valeur de 5,2 ind/m (figure 5 ; tableau 1), ce qui est plus faible que la densité maximale enregistrée par Rivera-Ingraham *et al.* (2011a) au niveau de la digue de Poniente à Ceuta (34,1 ind/m). Selon ces mêmes auteurs, les valeurs les plus importantes de densité de *C. safiana* de Ceuta sont trouvées sur les côtes nord-ouest de l'enclave, influencées par les eaux froides de l'Atlantique, alors que vers le sud et l'est (plus

grande influence méditerranéenne), la densité moyenne de chaque population diminue. Les faibles densités de *C. safiana* des côtes algériennes par rapport à celles de Ceuta pourraient donc être expliquées par un tel gradient décroissant ouest-est dans l'abondance, la taille maximale moyenne et la densité de *C. safiana*. On peut penser que ce gradient est lié à l'atténuation progressive de l'influence du courant atlantique pénétrant par le détroit de Gibraltar et longeant la côte nord-africaine. En effet, *C. safiana* a été signalée dans neuf stations du secteur occidental de la côte algérienne (Ghazaouet, Honaïne, Beni Saf, île Rachgoun, îles Habibas, Oran, Arzew, port de Salamandre et Kharouba) (Pallary 1900 ; Frenkiel & Moueza 1977 ; présent travail), cinq stations du secteur central (Ténès, Alger, port de Aïn Taya, Figuier Plage et Zemmouri) (Frenkiel & Moueza 1977 ; présent travail) et seulement deux stations dans le secteur oriental (Collo et Skikda) (Maatallah & Borhane 2014 ; présent travail). Les densités les plus élevées enregistrées sont : 5,2 ind/m dans le secteur occidental (port de Salamandre) ; 2,1 ind/m dans le secteur central (Figuier Plage) et 0,4 ind/m dans le secteur oriental (Collo) (tableau 1).

Il est aussi possible que les densités plus élevées de *C. safiana* notées au niveau du port de Salamandre et de Figuier Plage (5,2 et 2,1 ind/m respectivement) soient dues à une plus faible accessibilité de ces deux stations à la population locale : zone portuaire fermée gardée par les autorités locales pour le port de Salamandre ; falaises rocheuses difficiles d'accès pour la station de Figuier Plage. Ce manque d'accessibilité rendrait la collecte des individus de *C. safiana* plus difficile. Mais la nature du substrat de ces stations peut également entrer en ligne de compte : cubes de ciment de 3 m³ à texture homogène pour le port de Salamandre ; roches lisse à pente raide pour Figuier Plage. En effet, Steneck (1982) explique que les surfaces les plus plates et les plus lisses sont les plus favorables à la présence des individus adultes de cette espèce car cela leur permet de mieux résister à la pression des vagues et des prédateurs. De plus, Rivera-Ingraham *et al.* (2011a) avaient noté qu'à Ceuta les substrats lisses présentaient les densités et les tailles les plus importantes de *C. safiana* à l'inverse des surfaces hétérogènes et irrégulières qui peuvent servir d'abri aux jeunes individus et de substrat propice à l'installation des larves. Enfin, Boukhicha *et al.* (2014) avaient noté que la

zone de signalisation de *C. safiana* des côtes tunisiennes était caractérisée par des falaises abruptes à fort hydrodynamisme.

La présence de *C. safiana* dans le secteur central (port de Aïn Taya et Figuier Plage) et oriental (Collo) (tableau 1) ainsi que la forte proportion de juvéniles dans les stations de Kharouba, Figuier Plage et Collo (31,3 %, 20,3 % et 22,5 % respectivement) (figure 3) semblent indiquer que cette espèce se porte plutôt bien sur les côtes algériennes. *Cymbula safiana* est une espèce herculéenne ayant pour origine les côtes atlantiques d'Afrique de l'Ouest (Christiaens 1973) où elle ne dépasse que rarement 6 cm de longueur (Poppe & Goto 1991 ; Espinosa & Rivera-Ingraham 2017). Les eaux chaudes de Méditerranée pourraient avoir un rôle majeur dans le succès de son installation et sa cinétique de colonisation où elle atteint des tailles impressionnantes de 13,3 cm (Rivera-Ingraham *et al.* 2011a, b) et semble se propager assez rapidement sur les côtes sud de Méditerranée occidentale jusqu'aux côtes tunisiennes à Kelibia (région est) considérée comme son actuelle limite (Boukhicha *et al.* 2014). Ces mêmes auteurs notent que *C. safiana* a été observée sur les côtes tunisiennes depuis 2011 et supposent que l'espèce s'y est installée entre 2006 et 2008. Ce qui fait une trentaine d'années depuis la dernière observation de Frenkiel & Moueza (1977) dans le secteur central de la côte algérienne à Zemmouri. C'est le cas aussi pour d'autres espèces herculéennes telles que la patelle Siphonariidae (*Siphonaria pectinata*) qui s'est propagée sur la quasi-totalité des côtes de la Méditerranée occidentale (Boukhicha *et al.* 2015 ; Crocetta 2016) ; du poisson Acanthuridae (*Acanthurus monroviae*) qui s'est propagé sur une zone s'étendant de la Méditerranée occidentale jusqu'à l'extrême est de la Méditerranée orientale (Crespo *et al.*, 1987 ; Golani & Sonin, 1996) et de la sole (*Solea senegalensis*) signalée sur les côtes catalanes en 1920, à Alger en 1970 puis plus à l'est à El Kala en 1998 (Chaoui & Kara 2004 ; Quignard 2011). *Cymbula safiana* est devenue commune sur la côte algérienne ; cependant, compte tenu des pressions et menaces potentielles pesant sur cette espèce, une politique de protection devrait être mise en place par les autorités locales.

Remerciements

Les auteurs remercient toutes les personnes qui ont collaboré à la réalisation de ce travail : le professeur émérite Alexandre Meinesz, de l'université de Nice Sofia Antipolis et le docteur Pierre Noël, chercheur au Muséum national d'histoire naturelle de Paris pour leurs précieux conseils ; le professeur Free Espinosa de l'université de Séville ainsi que les relecteurs anonymes de ce manuscrit pour l'avoir corrigé minutieusement.

Les auteurs remercient également le docteur Pierre Chevaldonné, éditeur associé de la revue *ecologia mediterranea* pour avoir donné beaucoup d'intérêt à ce travail et avoir pris le temps de l'examiner.

Références bibliographiques

- Beck M. W., 2000. Separating the elements of habitat structure: independent effects of habitat complexity and structural components on rocky intertidal gastropods. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 249: 29-49.
- Boukhicha J., Ben Hassine O.K. & Tlig-Zouari S., 2014. Range extension and conservation status of *Cymbula nigra* (Gastropoda: Patellidae) in the Tunisian shores. *Afr. J. Ecol.* 53: 64-74.
- Boukhicha J., Ben Hassine O.K. & Tlig-Zouari S., 2015. On the establishment of the non-native false limpet *Siphonaria pectinata* in Tunisia: distribution, population structure and environmental relationships. *Cah. Biol. Mar.* 56: 55-64.
- Chaoui L. & Kara H., 2004. Premier signalement de la sole du Sénégal *Solea senegalensis* (Soleidae) dans la lagune du Mellah (Algérie nord-est). *Cybium* 28 : 267-268.
- Christiaens J., 1973. Révision du genre *Patella* (Mollusca, Gastropoda). *Bull. Mus. Natl. Hist. Nat.*, Paris 3^e sér., 182 : 1305-1392.
- Crespo J., Rey J.C. & Garcia A., 1987. Primera cita de *Acanthurus monroviae* Steindachner, 1876 y de *Diodon eydouxii* Brissout de Barneville, 1846 para la ichthyofauna de Europa. *Misc. Zool.* 11: 271-275.
- Crocetta F., 2016. Backdating the confirmed presence of *Siphonaria pectinata* (Gastropoda: Siphonariidae) along the northern Mediterranean shores, with a discussion on its status in the basin. *Mar. Biodivers. Rec.* 9: 55.
- Espinosa F., Nakano T., Guerra-Garcia J. M. & Garcia-Gomez J. C., 2011. Population genetic structure of the endangered limpet *Cymbula nigra* in a temperate Northern hemisphere region: influence of palaeoclimatic events? *Mar. Ecol.* 32: 1-5.
- Espinosa F. & Rivera-Ingraham G. A., 2017. Biological conservation of giant limpet: The implication of large size. *Adv. Mar. Biol.* 76 : 106-155.
- Frenkiel L., 1975. Contribution à l'étude des cycles de reproduction des Patellidae en Algérie. *PSZN Mar. Ecol.* 39 (suppl. 1) : 153-189.

- Frenkiel L. & Moueza M., 1977. Extension de l'aire de répartition de *Patella safiana* Lmk. sur la côte algérienne. *Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. N.* 68 : 113-118.
- Frenkiel L. & Moueza M., 1982. Écologie des Patellidae dans différents biotopes de la côte algérienne. *Malacologia* 22 : 523-530.
- Golani D. & Sonin O., 1996. The occurrence of the tropical west African marine fishes *Acanthurus monroviae* (Acanthuridae) and *Arius parkii* (Ariidae) in the Levant. *Aqua* 2: 1-3.
- Grandfils R. & Vega R., 1984. Presencia de *Patella nigra* (da Costa, 1771) en las costas de Malaga. Aspectos morfológicos-radulares. *Iberus* 4: 59-73.
- Guerra-García J.M., Corzo J., Espinosa F., Fa D. & García-Gómez J.C., 2004. Extinction risk and harbours as marine reserves? *J. Mollus. Stud.* 70: 96-98.
- Guerra-García J.M., Maestre M.J., González A.R. & García-Gómez J.C., 2006. Assessing a quick monitoring method using rocky intertidal communities as a bioindicator: a multivariate approach in Algeciras Bay. *Environ. Monitor. Assess.* 116: 345-361.
- Hodgson A.N., Ridgway S.A., Branch G. M. & Hawkins S. J., 1996. Spermatozoan morphology of 19 species of prosobranch limpets (Patellogastropoda) with a discussion of patellid relationships. *Phil. Trans. R. Soc. B* 351: 339-347.
- Koufopanou V., Reid D.G., Ridgway S.A. & Thomas R.H., 1999. A molecular phylogeny of the Patellid limpets (Gastropoda: Patellidae) and its implications for the origins of their antitropical distribution. *Mol. Phyl. Evol.* 11: 138-156.
- Maatallah R. & Borhane D.A., 2014. *Patella rustica* Linnaeus, 1758 (Gastropoda, Patellogastropoda) Inhabiting Coast of Skikda (Algeria). *J. Life Sci.* 8: 65-77.
- Mezali K., 2005. On the presence of *Patella ferruginea* (Gmelin, 1791) in the western Algerian coast (Stidia, Algeria). *Proceeding of 40th European Marine Biology Symposium*, Vienna, Austria, 21-25 august 2005, p. 43.
- Moreno D. & Arroyo M.C., 2008. *Cymbula nigra* (da Costa, 1771). In: Barea-Azcon J.M., Ballesteros E. & Moreno D. (ed.), *Libro rojo de los invertebrados de Andalucía*, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla: 301-309.
- Pallary P.M., 1900. Coquilles marines du littoral du département d'Oran. *J. Conchol.* 48 : 211-422.
- Pasteur-Humbert C., 1962. Les mollusques marins testacés du Maroc. Catalogue non critique. I. Gastéropodes. *Trav. Inst. Sci. Chérif. Sér. Zool.* 23 : 1-245.
- Poppe, G.T. & Goto, Y., 1991. *European seashells. Polyplacophora, Caudofoveata, Solenogastra, Gastropoda*, vol. 1, Verlag Christa Hemmen, Wiesbaden.
- Quignard J.P. 2011. Biodiversité : la Méditerranée, évolution de sa xénodiversité ichtyique, les poissons lessepsiens et herculéens. *Bull. Académie des Sciences et Lettres de Montpellier* 85 : 105-124.
- Ridgway S.A., Reid D.G., Taylor J.D., Branch G.M. & Hodgson A.N., 1998. A cladistic phylogeny of the family Patellidae (Mollusca: Gastropoda). *Phil. Trans. R. Soc. B* 353:1645-1671.
- Rivera-Ingraham, G.A., 2010. *Biología de la conservación de especies de Patelidos en el umbral Atlántico-Mediterraneo*. PhD. Universidad de Sevilla. p. 522.
- Rivera-Ingraham G.A., Espinosa F. & Garcia-Gomez J.C., 2011a. Ecological considerations and niche differentiation between juvenile and adult black limpets (*Cymbula nigra*). *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 91: 191-198.
- Rivera-Ingraham G.A., Espinosa F. & Garcia-Gomez J.C., 2011b. Present status of the endangered limpet *Cymbula nigra* (Gastropoda: Patellidae) in Ceuta: how do substrate heterogeneity and area accessibility affect population structure? *Anim. Biodiv. Conserv.* 34: 319-330.
- Rolán E., 2005. *Malacological fauna from the Cape Verde archipelago. Part 1. Polyplacophora and Gastropoda*. Conch Books, Hackenheim. 455 p.
- Steneck R.S., 1982. A limpet-coralline alga association: adaptations and defenses between a selective herbivore and its prey. *Ecology* 63: 507-522.

Diet selection of introduced black rats *Rattus rattus* L. in relation to plant availability on Berlenga Island, Portugal

Préférence alimentaire des rats noirs introduits Rattus rattus L. en relation avec la disponibilité de la flore sur l'île de Berlenga, Portugal

Tânia NASCIMENTO^{1,*}, Nuno OLIVEIRA², Ana Isabel FAGUNDES²,
Carlos TEJADA-BAENA², António LUÍS¹

1. Departamento de Biología, Universidade de Aveiro, Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal

2. SPEA, Av. Columbano Bordalo Pinheiro 87 3º andar, 1070-062 Lisboa, Portugal

* Corresponding author: taniasnascimento@gmail.com

Received: 15 Dec., 2018; First decision: 30 Jan., 2019; Revised: 29 March, 2019; Accepted: 19 April, 2019

Abstract

Introduced rodents cause major effects on insular local flora and fauna. The presence of black rats (*Rattus rattus*) on Berlenga Island can be a threat to endemic and native species, especially for plants. Understanding the trophic position of black rats is essential for management efforts and conservation actions. With this purpose, we studied the feeding preferences and food selection of black rats during winter and spring, when food resources are higher. Diet was accessed by analyzing the stomach and intestinal contents of 23 black rats, and plant availability estimated through sampling 561 plots of 2×2m. Black rats diet is mainly composed of plants (94.1%), with 13 species identified. The remaining 5.9% was composed by invertebrates, with 7 distinct groups. All preyed plants were native, but no endemic species were found in stomach contents. Seeds were the main food item, possibly affecting the plant community by both its predation and dispersion. Evidences of bird predation were found. Remains of feathers were present in ~22% of the analyzed stomachs. We verified that black rats are not

entirely generalists but intermediate selective consumers, and the high availability of a food source is not the only factor for prey selection.

Résumé

Les rongeurs introduits ont un impact fort sur la faune et la flore locales insulaires. La présence de rats noirs (*Rattus rattus*) sur l'île de Berlenga peut constituer une menace pour les espèces endémiques et indigènes, en particulier pour la flore. Comprendre la position trophique des rats noirs est essentiel pour engager les efforts de gestion et les actions de conservation des écosystèmes. Dans ce but, nous avons étudié leurs préférences et la sélection de proies par les rats noirs en hiver et au printemps, lorsque les ressources alimentaires sont les plus abondantes. Le régime alimentaire a été étudié en analysant les contenus stomacaux et intestinaux de 23 rats noirs. La détermination de la disponibilité floristique via l'étude de 561 parcelles de 2 × 2 m a également été réalisée. Le régime des rats noirs est principalement composé de plantes (94,1 % /13 espèces identifiées). Les 5,9 % restants sont

Keywords: rodents, trophic position, food preference, native flora, seed predation.

Mots clés : rongeurs, niveau trophique, préférence alimentaire, flore indigène, prédation des graines.

composés d'invertébrés de 7 groupes distincts. La totalité des plantes consommées sont indigènes, mais aucune espèce endémique n'a été retrouvée dans les contenus stomacaux. Les graines constituent la majeure partie du bol alimentaire. Cette diète spécifique peut affecter la flore dans son ensemble, à la fois par prédation et dispersion. Des preuves de prédation d'oiseaux ont été trouvées. Des restes de plumes sont présents dans 22 % des estomacs analysés. L'étude montre que les rats noirs ne sont pas totalement des généralistes mais des consommateurs intermédiaires sélectifs et que la grande disponibilité d'une source d'alimentation n'est pas le seul facteur de sélection des proies.

Introduction

Rodents have been introduced in many oceanic islands by human action (Vitousek *et al.* 1997), causing negative effects on local flora and fauna (Courchamp *et al.* 2003). Most island native species evolved in the absence of strong disturbances and may be more susceptible to introduced predators (Courchamp *et al.* 2003; Harper & Bunbury 2015). One of the most reported effects of introduced rats (*Rattus spp.*) are their impact on birds with the decline of numerous seabird and landbird species worldwide, by reducing breeding success and through predation of eggs, chicks, and adults (Atkinson 1985; Jones *et al.* 2008; Ringler *et al.* 2015). Rodent impacts extend to a wide variety of other animal classes, including predation, competition and disease transmission in native mammals (Harris 2009; Bell *et al.* 2016), predation on endemic frogs, geckos and lizards (Case & Bolger 1991), and hatchlings of sea turtles (Caut *et al.* 2008). The effects of predation are even greater on invertebrates, with the decline and extinction of several populations, including endemic arthropods of Hawaii (Cole *et al.* 2000) and land snails of New Zealand (St Clair 2011). Currently there is no evidence of rats driving any plant species to extinction, however their intense predation upon seeds and fruits alter vegetation dynamics and may represent a threat to endemic species or promote the dispersion of invasive plants (Meyer & Butaud 2009; Traveset *et al.* 2009; Grant-Hoffman & Barboza 2010). Impacts of rodents are often complex and can influence indirectly a wide variety of organisms via trophic cascades, mainly caused by reduced seabird densities that disrupt nutrient transportation (Fukami *et al.* 2006). Islands with nutrient deficits have

lower soil fertility that subsequently alters belowground species (Fukami *et al.* 2006; Towns *et al.* 2009), and can even reduce intertidal invertebrate and algae communities (Kurle *et al.* 2008) and coral reef productivity (Graham *et al.* 2018).

The black rat (*Rattus rattus*) is one of the most widely distributed rodents, and is considered one of the main causes for the decline or extirpation of various species of plants and seabirds on oceanic islands (Blackburn *et al.* 2004; Towns *et al.* 2006; Meyer & Butaud 2009). Native from southeast Asia, the black rat was introduced in Europe between the fourth and second centuries B.C. (McCormick 2003). Their presence for more than 2,000 years allowed them to spread throughout the continent and occupy almost every island and archipelago (Ruffino *et al.* 2009). Their long-standing could have enabled some kind of equilibrium and the ability of native species to coexist with introduced rats (Martin *et al.* 2000; Ruffino *et al.* 2009) but are still considered a natural danger for insular populations (Cassaing *et al.* 2007). For example, black rats are considered one of the main causes for the decline of the threatened Yelkouan shearwater (*Puffinus yelkouan*) (Bourgeois & Vidal 2008), and their presence negatively affects the abundance of Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*) and the European storm-petrel (*Hydrobates pelagicus*) in the Mediterranean (Martin *et al.* 2000; Traveset *et al.* 2009).

The omnivorous and opportunistic feeding behavior of rats allows them to explore and consume a wide variety of organisms (Shiels *et al.* 2014). Black rats spend much time foraging for prey, consuming various types of food, with only a few considered to be dominant in the diet (Clark 1982). Criteria for food selection may be due to energy and nutrient content as well as to the availability of a food source (Daniel 1973; Grant-Hoffman & Barboza 2010). Black rats are mostly herbivores but animal biomass is also an important food source (Shiels *et al.* 2013; Riofrío-Lazo & Páez-Rosas 2015) with females and juveniles tending to consume more animals than adult males (Gales 1982). Animal consumption is mostly constituted by terrestrial invertebrates, particularly arthropods (St Clair 2011). Birds do not seem to be an important food source (Daniel 1973; Cassaing *et al.* 2007; but see Jones *et al.* 2008; Caut *et al.* 2008), but they can act as a supplement when other types of food are not enough to supply

the total diet needs (Cassaing *et al.* 2007), and already drove some bird species to extinction (Bell *et al.* 2016).

Black rats consume a wide variety of plants but show a preference for seeds and fruits (Grant-Hoffman & Barboza 2010; Shiels *et al.* 2014), and in farmlands can cause significant damage on crops (Horskins *et al.* 1998; Brown *et al.* 2005). The consumption of seeds affect seedling recruitment, which if it is severely reduced influence plant populations (Grant-Hoffman & Barboza 2010). The effect of seed predation by black rats it is not completely understood, some actively predated seeds are destroyed in the digestive process, while other small seeds can pass the digestive system intact (Grant-Hoffman & Barboza 2010; Shiels 2011). If those seeds reaching the soil are still viable, black rats may act as dispersers of both autochthonous and introduced plants (Pisanu *et al.* 2011; Shiels & Drake 2011; Riofrío-Lazo & Páez-Rosas 2015).

The presence of black rats on Berlenga Island can be a threat to endemic and native species, or facilitate the dispersion of alien invasive species, and so the assessment of feeding habits, foraging behaviors and prey selection is essential. This study seeks to gather knowledge on the population of black rats

on Berlenga Island by evaluating the position they occupy in the food chain through diet analysis of digestive tracts. Their potential impacts on terrestrial communities, particularly on plant communities, are discussed, by comparing diets and availability of plant resources.

Methods

Study area

Berlenga Island is the biggest island of Berlengas archipelago with 78.8ha and is localized at ~10 km off the continental Portuguese coast (Cabo Carvoeiro, Peniche; Figure 1). This area is classified as a Nature Reserve, a Special Area of Conservation (SAC) and a Special Protection Area (SPA) under Natura 2000 directives. In 2003 it was conferred the IBA status (Important Bird Area) and in 2011 was classified as an UNESCO Biosphere Reserve.

The predominant vegetation is herbaceous annual plants with some perennial shrubs (Figure 2), with a total of 128 species, three of which are endemic to Berlengas archipelago:

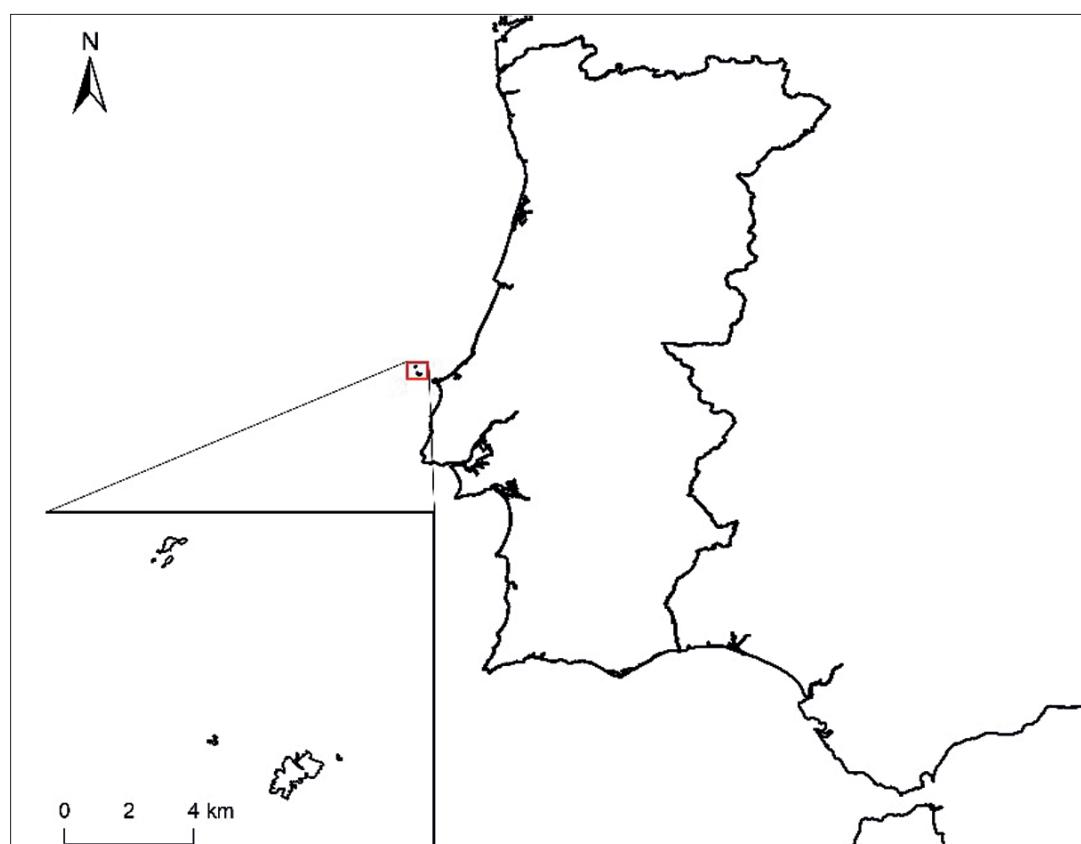


Figure 1 – Location of Berlengas archipelago on the Portuguese coast.

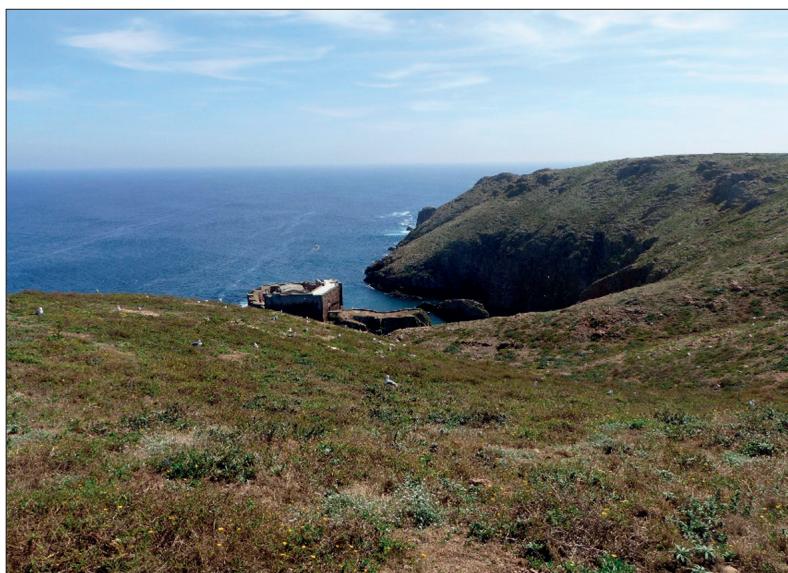


Figure 2 – Landscape and vegetation type of Berlenga Island during winter and spring season.

Berlengas thrift (*Armeria berlengensis*, Plumbaginaceae), Berlengas rupturewort (*Herniaria berlengiana*, Caryophyllaceae) and Berlengas fleabane (*Pulicaria microcephala*, Asteraceae) (Tauleigne Gomes *et al.* 2004). The presence of invasive species, such as the Ice plant (*Carpobrotus edulis*), forming vast monospecific areas, threatens the conservation of native plant species (Novoa & Gonzalez 2014).

Nesting seabirds include the European Shag (*Phalacrocorax aristotelis*), the Cory's shearwater (*Calonectris borealis*), the Band-rumped storm-petrel (*Hydrobates castro*, breeding on other islets but not on Berlenga Island), the Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*), and the Lesser Black-backed Gull (*Larus fuscus*). Other terrestrial vertebrates include

an endemic reptile subspecies, the Berlengas lizard (*Podarcis carbonelli berlengensis*), and two non-native mammal species, the black rat and the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*).

Determination of plant resources

Between February and June 2016, plant cover was estimated by sampling 561 plots of 2×2m. A first set of plots were evenly chosen in order to cover the entire island. Then, extra plots were sampled on sites with the highest vascular plant diversity in order to obtain a full coverage of Berlenga vegetation (Figure 3). Each plot was sampled only once and the percent cover was visually estimated for each identified species, as well as for non-identified species, mainly seedlings (labeled as ‘other vegetation’), soil and rocks. This methodology was first designed to map the vegetation cover of Berlenga Island and to compare results with a former study developed by Tauleigne Gomes *et al.* (2004) and not directly for the present study.

Nomenclature for plant species follows ‘Flora Iberica’ (Castroviejo *et al.* 1986) with the exception of *Herniaria berlengiana* that follows ‘Nova Flora de Portugal’ (Franco & Afonso, 1971) and *Orobanche amethystea* that follows ‘Plantas parásitas de la Península Ibérica e Islas Baleares’ (López Sáez *et al.* 2002).

Trapping rats and sample collection

Every month between January and May 2016, 30 Sherman® traps (XLF15 model, 10×10×38cm) were distributed to maximize the catch efficiency. Traps were placed opportunistically where black rats were known to be abundant (*unpublished data*), without a regular arrangement or capture period. The positions of each trap were recorded with a GPS device (Figure 3). Traps were activated at the sunset and visited three times during the night, with an interval of 90min between visits, and were closed until the next day of capture. The number of trapping occasions (i.e. the number of days that traps were set) ranged between 14 in January and March, 6 in February and 7 in April. The bait used was peanut butter. Captured rats were euthanized immediately after captures, by intoxication with ether and dissected early in the next morning. The gastrointestinal tract (stomach

and intestines) was removed and preserved in 96% ethanol during the first days and then transferred to 70% ethanol, until being analyzed in the laboratory. Sex, weight and total length (from the tip of tail to the tip of nose) were also recorded for each rat. Females were recorded as adults if they had a perforated vaginal orifice, protruding nipples, weighed 150g or more and had a body length of at least 170mm, or else they were recorded as juveniles. While males were recorded as adults if they had testicles down in the scrotal area, weighed 200g or more and had a body length equal to or greater than 200mm (see Silva 1988 for details).

Stomach and intestinal analysis

The entire contents of stomachs and intestines were sieved, separately, under running water with a sieve of 0.5mm mesh. The contents were then placed in a Petri dish with 70% ethanol and examined with a stereomicroscope. Items found were separated into different categories and identified to the lowest taxonomic level possible. Higher categories were also considered: 1) plant material; 2) animal material; 3) parasites; 4) hair; and 5) other material. For comparison and identification of consumed items, a reference collection of some flora specimens was created and a flora guide of all plant species present in the study area was organized, following Tauleigne Gomes *et al.* 2004, with pictures of key elements for identification. Arthropods were also collected and separated in major categories and used for comparison with dietary elements.

Data analysis

For both stomach and fecal contents the frequency of occurrence (FO) of each item found, was calculated as the number of stomachs or intestines containing each item, expressed as a percentage. The relative abundance (RA) of each food item was calculated for each rat. In the case of intestinal contents, we used dry weights of the item type group (plant material, animal material, etc.). In the case of stomach contents, we used the dry weights of each identified taxa. For both, the relative abundance was expressed as a percentage of the ratio of the total weights of each item and the total weights of the various items found.

For each plant species recorded in the vegetation plots frequency of occurrence (FO) was

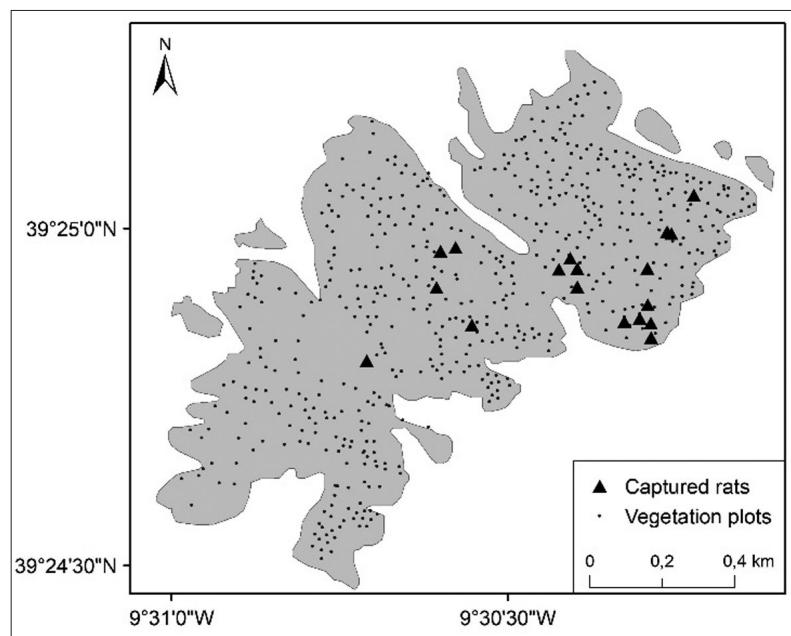


Figure 3 – Map of Berlenga Island, with locations of captured rats and vegetation plots.

calculated, given as the number of plots where the species was registered divided by the total number of vegetation plots, in percentage.

Mann-Whitney U-test was used to test differences in: 1) content weights between sexes of black rats; 2) relative abundance of each consumed plant species between sexes; 3) coverage of each plant species between all vegetation plots ($n = 561$) and plots up to 50 meters from captured rats ($n = 71$). Spearman's correlation coefficient was used to measure the degree of association between the stomach and intestinal content weights.

All statistical analyses were performed using the statistical program SPSS version 22.0 (IBM SPSS, 2014). It was assumed significant differences at values of $p < 0.05$.

Power analysis of plant cover determination

Confidence limits of plant percent cover were estimated using a bootstrap procedure. All simulations were performed using R-software (R Core Team, 2017) and repeatedly resampled with replacement from the set of plots to generate multiple sets of plots. In the present analysis, 2,000 repeats were used, each yielding an estimate of the plant percent cover for each species. The 2,000 estimates were then sorted, and the 51st and 1950th values represent the 95% confidence limits. Expected confidence limits for the plant percent cover were simulated for different

numbers of sampled plots, including extrapolation to larger numbers of plots than actually carried out (5-1,000).

Niche breadth

To estimate the dietary breath of black rats we used the frequency of occurrence of preys and Levin's standardized index:

$$B_i = \frac{1}{(n - 1)} \left(\frac{1}{\sum p_i^2} - 1 \right)$$

where p_i is the proportion of occurrence of each prey in the black rat diet, and n is the total number of preys. B_i values ranges from 0, that represents a narrow niche (specialized consumer), and 1, that represents a broad niche (generalist consumer).

Prey selection

We calculated Bonferroni confidence intervals (95%) to test the preference for each plant species in diet in relation to its availability. Bonferroni simultaneous confidence intervals were calculated as the following formula:

$$p_i - Z_{\frac{\alpha}{2k}} \sqrt{\frac{p_i(1 - p_i)}{n}} \leq p_i \leq p_i + Z_{\frac{\alpha}{2k}} \sqrt{\frac{p_i(1 - p_i)}{n}}$$

where p_i is the proportion of a species in the diet, k is the total number of species present in the diet, and $Z_{\frac{\alpha}{2k}}$ is the upper standard normal table $\frac{\alpha}{2k}$ value corresponding to a probability tail area of $\frac{\alpha}{2}$ (Byers & Steinhorst, 1984). We conclude that the plant species is actively selected if its availability value is lower than the confidence levels or avoided if it is higher.

Results

Availability of plant resources

From the vegetation plots we registered 67 species. The plants that we could not identify to species level were included in two main groups (Poaceae and Pteridophyta). Unidentified plants were named as 'other vegetation'. Native plants represent 88.5% of plant cover, with 0.92% for endemic plants, and exotic species cover about 6.6%. The most common plant species were woody marigold (*Calendula suffruticosa*) (FO = 77.36%; RA = 30.29%), large-leaved nettle (*Urtica membranacea*) (FO = 73.08%; RA = 21.90%),

and sweet alyssum (*Lobularia maritima*) (FO = 47.42%; RA = 9.30%). Information on the availability of other plant species is registered in Appendix 1.

Composition and dietary preferences

Black rats capture effort was estimated at 19.17 rats per 1,000 traps/night. From the 23 adult black rats (9 females and 14 males) captured, the stomach and intestinal contents were dissected and analyzed.

The dry weight of stomach contents ranged from 0.01g to 5.63g with a mean of 1.77g (SD 1.49g). For intestinal dry contents, the weight ranged from 0.04g to 4.67g with a mean of 2.06g (SD 1.18g). The average weight of stomach contents in males was 1.97g and 1.44g in females, with no significant differences ($U = 60, p = 0.850$). Similar quantities of food for both sexes were also found in intestinal contents, \bar{x} males = 1.86g and \bar{x} females = 2.38g, ($U = 53, p = 0.529$). No correlation between stomach and intestinal weight contents was found ($r_s = -0.064, p = 0.771$). No differences in relative abundance of preys between sexes were registered. Two main types of food were identified: plants, with 13 species of 11 families, and invertebrates, including 7 distinct taxa.

The presence of rat hair, probably derived from the frequent grooming for removing parasites, was registered in 100% of the stomachs and intestines analyzed, corresponding to 2.7% of the weight of the stomach contents and 2.5% of the weight of intestinal contents. Other items comprised the highly digested material, such as peanut butter remains (used as trapping bait), ants, stones and traces of soil, plastics and other artificial materials of anthropogenic origin. This category represents 10.9% of the total weight of stomach contents and 4.7% of intestinal contents. The group "parasites" included external parasites, such as ticks and fleas, and internal parasites, such as nematodes and tapeworms. Present in 34.8% of the stomachs they represent 0.2% of the total weight, consisting predominantly of nematodes. In the intestines, the most common parasites were tapeworms (*Taenia* sp.), present in 56.5% of the analyzed intestines and representing 1.4% of the total weight contents. Vertebrate remains were not found in the diet, except for some feathers, always at values below 0.1% of the total weight (Figure 4).

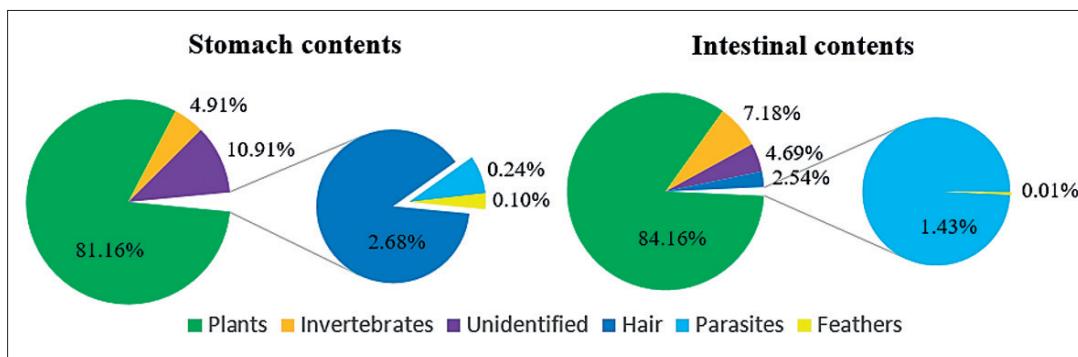


Figure 4 – Relative abundance (RA) of each group of items found in the stomach and in the intestinal contents.

Table 1 – Frequency of occurrence (FO) and relative abundance (RA) of preyed species found in the stomachs and intestines of black rats, mean plant coverage of predated plants in vegetation plots, and Bonferroni intervals for each plant species.

| Family/Class/ Order | Prey | Diet | | | | Mean plant coverage | | | Bonferroni intervals | | |
|-------------------------|--|----------------------|-------|------------------------|------|----------------------------------|------------------------|-------------------|----------------------|---|--|
| | | Stomachs (n = 23) | | Intestines (n = 23) | | Plots ≤ 50 meters (n = 71) | All plots (n = 561) | Inferior limit | Superior limit | Available proportion of plants ^c | |
| | | FO | RA | FO | RA | | | | | | |
| Vegetal material | | | | | | | | | | | |
| Amaryllidaceae | <i>Narcissus bulbocodium</i> subsp. <i>obesus</i> | 30.43 | 3.42 | 43.48 | - | 0.64 | 0.63 | -0.025 | 0.141 | 0.006 | |
| Aspleniaceae | <i>Asplenium marinum</i> | - | - | 4.35 | - | 0 | 0.04 ^a | - | - | - | |
| Asteraceae | <i>Calendula suffruticosa</i> subsp. <i>algarbiensis</i> | 73.91 | 22.93 | 82.61 | - | 16.96 | 30.29 | 0.216 | 0.562 | 0.172* | |
| Brassicaceae | <i>Lobularia maritima</i> subsp. <i>maritima</i> | 4.35 | 0.35 | - | - | 5.37 | 9.3 | -0.021 | 0.033 | 0.054* | |
| Caryophyllaceae | <i>Stellaria media</i> | 26.09 | 6.07 | 26.09 | - | 0 | 0.01 | -0.005 | 0.211 | 0 | |
| | <i>Sagina maritima</i> | 4.35 | 0.01 | 4.35 | - | 0 | 0.01 | -0.004 | 0.004 | 0 | |
| Chenopodiaceae | <i>Atriplex prostrata</i> | 21.74 | 2.58 | 30.43 | - | 0.86 | 1.59 | -0.029 | 0.116 | 0.009 | |
| Geraniaceae | <i>Geranium molle</i> | 4.35 | 0.13 | 4.35 | - | 0.25* | 0.23* | -0.015 | 0.019 | 0.003 | |
| Liliaceae | <i>Allium ampeloprasum</i> | 4.35 | 13.48 | 4.35 | - | 0 | 0.09 | 0.08 | 0.378 | 0.000* | |
| Poaceae | <i>Polypogon maritimus</i> | - | - | 4.35 | - | 1.50 ^b | - | - | - | - | |
| | <i>Desmazeria marina</i> | - | - | 4.35 | - | - | 0.01 ^b | - | - | - | |
| Portulacaceae | <i>Montia fontana</i> subsp. <i>amporitana</i> | 4.35 | 0.02 | 4.35 | - | 0.04 | 0.12 | -0.007 | 0.007 | 0 | |
| Urticaceae | <i>Urtica membranacea</i> | 39.13 | 9.94 | 52.17 | - | 18.14 | 21.9 | 0.036 | 0.302 | 0.184 | |
| | Unidentified vegetal material | 69.57 | 35.25 | 52.17 | - | - | - | - | - | - | |
| Animal Material | | | | | | | | | | | |
| Insecta | Coleoptera | 39.13 | 0.24 | 39.13 | - | - | - | - | - | - | |
| | Lepidoptera larvae | 73.91 | 3.14 | 82.61 | - | - | - | - | - | - | |
| Hemiptera | <i>Pyrrhocoris apterus</i> | - | - | 4.35 | - | - | - | - | - | - | |
| Oligochaeta | <i>Lumbricus terrestris</i> | 13.04 | 0.16 | - | - | - | - | - | - | - | |
| Arachnida | <i>Arctosa</i> sp. | 26.09 | 0.58 | 47.83 | - | - | - | - | - | - | |
| Chilopoda | <i>Scolopendra</i> | 26.09 | 0.18 | 30.43 | - | - | - | - | - | - | |
| Gastropoda | Gastropoda | 8.7 | 0.59 | 4.35 | - | - | - | - | - | - | |
| Aves | feathers | 21.74 | 0.12 | 21.74 | 0.01 | - | - | - | - | - | |
| | Unidentified animal material | 30.43 | 0.8 | 8.7 | - | - | - | - | - | - | |

* Values statistically significant different at $p < 0.05$.

^a Considered as Pteridophyta.

^b Considered as Poaceae.

^c Estimated using only plots up to 50 meters from captured rats.

Black rat diet consisted mainly of plants, present in every analyzed stomach and intestine, with a relative abundance of 94.1% in the stomach and 92.1% in intestines. The *Calendula suffruticosa* was the most frequent (FO = 73.9%) and the most abundant species (RA = 22.9%), followed by *Urtica membranacea* (FO = 39.1%; RA = 9.9%) and *Stellaria media* (FO = 26.1%; RA = 6.1%) (Table 1).

The consumed plant structures are species dependent, but seeds were the most consumed part, followed by flowers and leaves. Seeds from seven different species were identified, being present every time those species were found in the stomach or intestines contents (except the seeds of *Urtica membranacea*). In 8 flora species only one structure was consumed. On the other hand, *Urtica membranacea* had the higher number of structures consumed, being ingested seeds, flowers, leaves, stems and roots (Table 2).

The seeds damage is species related. Most are destroyed during the passage through the digestive system and only three species of seeds arrived mostly intact to the intestines (*Atriplex prostrata*, *Asplenium marinum* and *Polypogon maritimus*).

Animal matter was also found important in black rat diet. Despite the low relative abundance, animal matter was present in 91.3% of all analyzed stomachs and intestines (RA stomachs: 7.7%; RA intestines: 7.9%;

Table 1). All the identified items came from invertebrates of three phyla: Arthropoda, Mollusca and Annelida, but feathers.

The most representative phylum is Arthropoda with 5 distinct groups preyed, representing more than 71% of the weight of consumed animal matter. They include three different classes: Insecta, which is the most representative group with the orders Coleoptera, Lepidoptera, and Hemiptera; the Chilopoda class, with a species from *Scolopendra* genus; and the class Arachnida, with a species of wolf spider from the genus *Arctosa*. The phylum Mollusca is represented by predation on snails and Annelida phylum by predation on worms.

Larvae of Lepidoptera were the most consumed prey (RA = 3.1%) being present in 73.9% of stomachs and 82.6% of the intestines analyzed. Next, adults and larvae of Coleoptera (RA = 0.2%) with a frequency of 39.1% in both stomachs and intestines. A spider species *Arctosa* sp. is the third most consumed animal matter category (RA = 0.6%) present in 26.1% of stomachs and 47.8% of the intestines analyzed.

Traces of feathers were found in 5 stomachs and 5 intestines (RA were 0.1% and 0.01% in stomach and intestines, respectively), corresponding to 9 rats. The identification of any higher group than Aves was not possible due to the small size and the non-specific character of the feathers.

Table 2 – Distribution of preyed plants, with the percentage of stomachs (FO) that contain the various plant parts considered, and the state of the seeds when they reach the intestinal tract.

| Plant species | Geographic distribution | Island distribution | Plant parts consumed | | | | | Damage on seeds |
|--|--|----------------------|----------------------|---------|--------|--------|-------------|-----------------|
| | | | Seeds | Flowers | Fruits | Leaves | Roots/stems | |
| <i>Narcissus bulbocodium</i> subsp. <i>obesus</i> | Endemic Iberian Peninsula (IP) and Morocco | Dispersed | - | 6.3 | - | 100 | - | - |
| <i>Calendula suffruticosa</i> subsp. <i>algarbiensis</i> | Endemic IP | Dispersed | - | 5.9 | 94.1 | 8.8 | - | - |
| <i>Lobularia maritima</i> subsp. <i>maritima</i> | Native | Dispersed | - | 100 | - | - | - | - |
| <i>Stellaria media</i> | Native | Only on Ilha Velha | 100 | - | 18.2 | - | - | Destroyed |
| <i>Sagina maritima</i> | Native | Dispersed | - | 100 | - | - | - | - |
| <i>Atriplex prostrata</i> | Native | Dispersed | 100 | 76.9 | - | 7.7 | - | Intact |
| <i>Geranium molle</i> | Native | Dispersed | - | - | - | 100 | - | - |
| <i>Allium ampeloprasum</i> | Native | Lighthouse area | - | - | - | 100 | - | - |
| <i>Montia fontana</i> subsp. <i>amporitana</i> | Native | Surface runoff zones | 100 | - | - | - | - | Destroyed |
| <i>Urtica membranacea</i> | Native | Dispersed | 90.9 | 9.1 | - | 18.2 | 18.2 | Destroyed |
| Unidentified | - | - | 9.1 | - | 27.3 | 9.1 | 81.8 | Destroyed |

Niche breadth and prey selection

From the calculated niche breadth it was obtained a value of 0.46, indicating the presence of a moderate dietary niche.

The Bonferroni intervals (Table 1) showed that *Calendula suffruticosa* and *Allium ampeloprasum* were significantly more consumed than would be expected given their availability, whereas *Lobularia maritima* is utilized less than would be expected.

Discussion

Black rats are highly omnivorous, consuming a wide variety of types of food, such as plants, invertebrates, vertebrates and fungi (Shiels *et al.* 2014). Despite being described as a generalist species, rats are highly selective consumers, taking advantage of the availability of different food resources. We verified that black rats are not entirely generalists but intermediate selective consumers. All rats contained remains of more than one *taxa* in the stomach, varying between 2 to 10 *taxa* per stomach. A combination of 3 to 5 kinds of specific items comprised the diet of black rats, in conformity with other studies (Norman 1970; Clark 1982; Riofrío-Lazo & Páez-Rosas 2015).

The morphological analysis of digestive contents produces large amounts of unidentified items (Soininen *et al.* 2009). In our case, we could not identify 35% of the relative abundance of plants with accuracy using morphological identification, this being caused by highly digested material and the presence of seedlings and roots. Also the identification of animal species, such as beetles, was not always possible due to the small size of the exoskeletons fragments.

More than 90% of the stomach and intestinal contents were formed by plants. The great dominance of a diet rich in plants is in line with most of the studies for this species (Cassaing *et al.* 2007; Pisani *et al.* 2011; Shiels *et al.* 2014; Riofrío-Lazo & Páez-Rosas 2015). During the study period, all consumed plants were native, and neither exotic nor endemic plant species were registered. Also evidence of the intake of the invasive Ice plant was not found, as it happens in other regions where black rats act as seeds dispersers and facilitate the spread of this invasive species (Bourgeois *et al.* 2005).

On Berlenga Island the vegetation is highly affected by climate, the rocky substrate, and the maritime environment (Tauleigne Gomes *et al.* 2004). The maximum number of available plant species occurs during spring (April-July) and is followed by an extensive drought that rapidly reduces the number of plants. The simulations on the number of plots needed to obtain stable values of plant cover and reasonable confidence intervals were found around 200 plots for each of the predated species (only data for the 4 most consumed species are presented in Figure 5). The methodology used in this study to evaluate the plant resources availability was considered to be adequate since the number of sampled plots was more than twice the number of plots needed to obtain reasonable confidence intervals.

From the 67 plant species registered, three of them occupy more than 50% of the vegetation cover, namely *Calendula suffruticosa*, *Urtica membranacea* and *Lobularia maritima*. The higher distribution of these species is probably related to seed dispersal of *Calendula suffruticosa* by wind, the consumption of seeds of *Lobularia maritima* by animals, and the transportation of *Urtica membranacea* seeds on animal fur and feathers. The majority of vegetation is composed of native species, although endemic plants make less than 1% of total plant cover. On the other hand, exotic species reach for up to 6%, a value that is probably underestimated by the vast monospecific areas of Ice plant. The second most abundant exotic species is *Mesembryanthemum crystallinum*, a species also with high invasive character (Vivrette & Muller 1977).

The high abundance of plants during the study period enables a wide range of resources and allows greater choice for rats. We found a positive selection by black rats for 2 plant species *Calendula suffruticosa* and *Asplenium ampeloprasum*, but we did not take the last one into consideration, because this species was only found in one rat and its distribution was restricted only to the lighthouse area. On the other hand, *Lobularia maritima* was avoided following the results on Bonferroni confidence intervals. The fact that *Calendula suffruticosa* and *Lobularia maritima* are among the most abundant species on Berlenga Island shows that the high availability of a food source is not the only justification for prey selection in black rats. Other factors for prey selection may be the presence of certain nutrients or the succulence (Bourgeois *et al.* 2005).

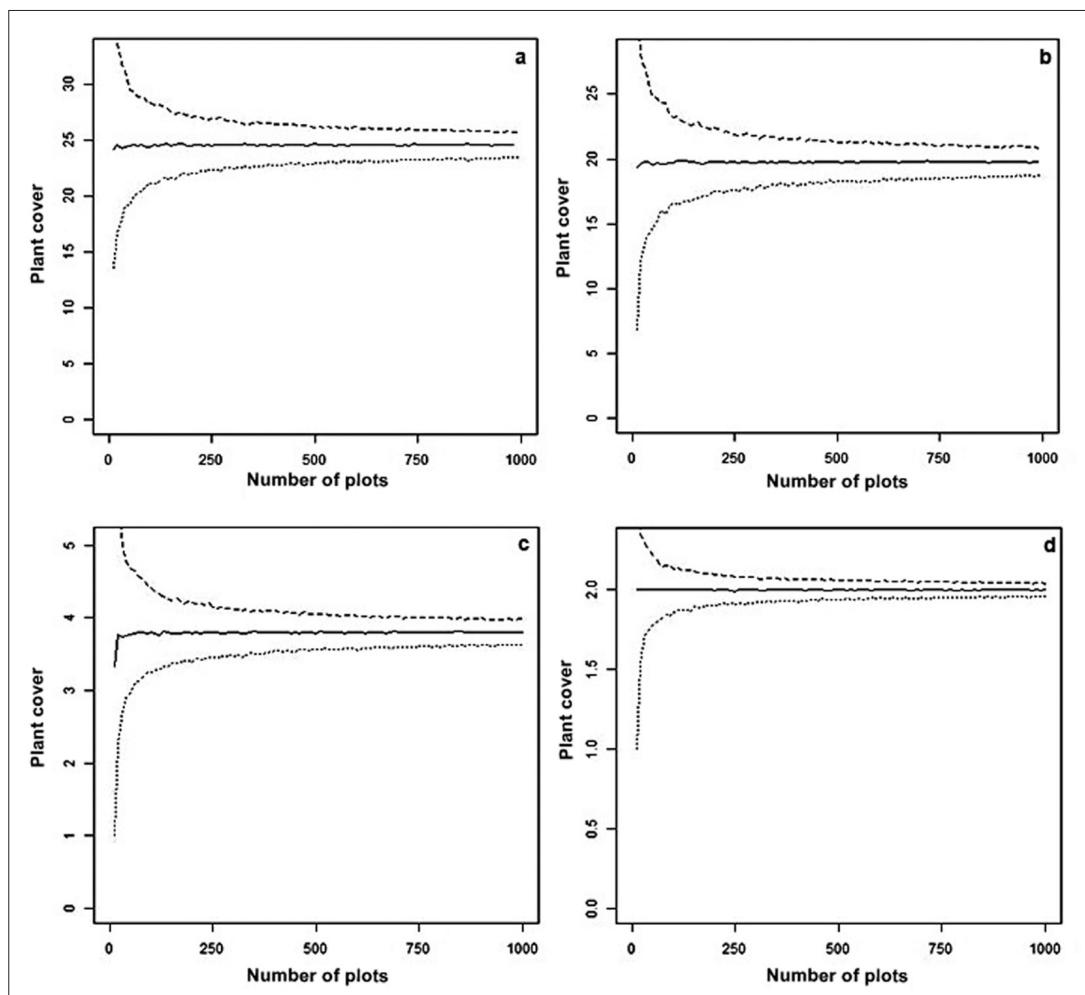


Figure 5 – Confidence intervals for the four most consumed plants by black rats. a) *Calendula suffruticosa*; b) *Urtica membranacea*; c) *Narcissus bulbocodium*; d) *Stellaria media*.

The particular consumption of seeds may reflect the highest concentration of energy and nutrients that they have in comparison to other parts of the plant (Grant-Hoffman & Barboza 2010). As plant consumption does not imply direct depletion of the predated species, the biggest impact of these rodents in plant communities may be the suppression and reduction of seed recruitment to adulthood (Grant-Hoffman & Barboza, 2010; Shiels *et al.* 2013). This study verified the destruction of seeds and fruit consumption that can also lead to its destruction, mainly in the species *Stellaria media*, *Urtica membranacea*, and *Calendula suffruticosa*. Besides seed predators, black rats may also disperse a wide range of species, principally those with small seeds, that can pass through the digestive tract and reach the soil still viable (Williams *et al.* 2000; Grant-Hoffman & Barboza 2010; Shiels *et al.* 2013). The presence of intact seeds in the intestinal contents, mainly of *Atriplex prostrata* may indicate that black rats also act as

seed dispersers, although we did not perform captive feeding trials, exclosure or germination experiments. It is likely that black rats affect these communities in both ways, either by a strong predation behavior and a possible dispersion of seeds.

The high chewing and little or no consumption of shells and some exoskeletons make it difficult to assess the importance of these types of prey in rodents diet (Meyer & Shiels, 2009; Shiels *et al.* 2014). Predation on invertebrates by rats has major implications, both direct, with the reduction of abundance and diversity, and indirect, with changes in ecosystem properties like decomposition, primary production and soil fertility (Towns *et al.* 2009; St Clair 2011; St Clair *et al.* 2011). The main animal prey recorded were caterpillars (Lepidoptera), beetles (Coleoptera), spiders (Arachnida) and land snails (Mollusca), which were consumed in various life stages. The knowledge about the impacts of rats on these animal groups is still scarce and the majority are based on

New Zealand cases (St Clair, 2011). Black rats caused population suppressions involving a wide range of organisms like beetles, crickets (Orthoptera), spiders, caterpillars, and land snails (Gastropoda), some of them endemic (Shiels *et al.* 2014) and others nonindigenous (Meyer & Shiels 2009).

Vertebrates related structures were found in the rat diet. Feathers were found in more than 37% of the sampled individuals. The absence of flesh contents may be related to the fastest digestion of such materials. Black rat is known to predate on seabirds (Caut *et al.* 2008; Quillfeldt *et al.* 2008; Towns *et al.* 2009; Hervás *et al.* 2014; Riofrío-Lazo & Páez-Rosas 2015) and land birds (Amarasekare 1993; Towns *et al.* 2006; Monticelli *et al.* 2010). Although, the feathers found in the rat contents did not allow a clear identification at the species level, these evidences show Berlenga rats may explore birds as prey.

Only Yellow-legged Gull and Cory's Shearwater nests were found inside the vital area of the captured rats, estimated for Berlenga as 0.098ha (*unpublished data*). All rats were captured far from Shag breeding sites, and Cory's Shearwater egg-laying period only occurs in June (Meirinho *et al.* 2014), this being the most likely time for predation by rats (Caut *et al.* 2008; Jones *et al.* 2008; Yabe *et al.* 2009). The impact of black rats on eggs or chicks of Cory's Shearwater in Berlenga has been assessed previously and although a high activity of black rats within or very close to nesting areas was registered, no cases of direct predation have been recorded (Oliveira *et al.* 2013). Predation on other birds than seabird species may not be rejected since Berlenga Island is also a known stop over place during migration and a wintering ground for several migratory land birds.

In terms of other vertebrates and despite predation by rats on lizards have been demonstrated in other locations (Towns 1991; Witmer *et al.* 2007), the absence in diet contents of the endemic Berlengas lizard may be due to the lizard behavior (Cooper *et al.* 2004) and to the relatively small sample size of rat captures.

The high abundance of plants during late winter and spring may supply the total food needs of rats and, however their intermediate selective feeding behaviour allow them to explore vertebrates species in case they get available. The same effect may be more noticeable during the dry summer season, when plant supplies are drastically reduced, and coincides with the

nestling period of breeding seabirds, and thus seabird consumption can act as an important complementary resource (Hervás *et al.* 2014).

This study contributes to understand the trophic ecology of black rats as well as their effect on native flora and fauna. Berlenga black rat population exhibits an opportunistic, but selective, feeding behavior, affecting particularly the native flora. As we did not study the seasonal variation of diet, more species may be at risk of predation, and their influence in communities may be higher than previously thought. These findings may be useful in assisting the planned control efforts for the complete eradication of invasive species, and in establishing future management strategies, particularly on plant species, that are most likely experiencing negative effects.

Acknowledgments

We thank all volunteers for their help during the field work in Berlengas archipelago, especially to M. Mancini and I. Bellier. To the former project team members, N. Barros, J. Guilherme and A. Meirinho for their help during the field work and data analysis. To Berlengas Natural Reserve wardens (P. Crisóstomo and E. Mourato), M.L. Morais and the director M.J. Fernandes for their support on field work, licenses and travels to Berlenga Island. To the Portuguese Maritime Authority for providing regular transport from Peniche to Berlenga Island. To P. Geraldes and B. Melis for French translation.

Ethics statement

All animal handling and procedures in this research were duly approved and licensed by a permit from the Portuguese Institution for Forests and Nature Conservation (ICNF), which follow the European Union Directive on the protection of animals used for scientific purposes (Directive 2010/63/EU).

Funding

Financial support was provided by the EU project LIFE13 NAT/PT/000458 and Fundo Ambiental from Portuguese Government.

Role of the funding source

Study sponsors had no involvement in study design, collection, analysis, and interpretation of data, nor in writing the report and in the decision to submit the paper for publication.

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest.

References

- Amarasekare P., 1993. Potential Impact of Mammalian Nest Predators on Endemic Forest Birds of Western Mauna Kea, Hawaii. *Conserv. Biol.* 7: 316-324.
- Atkinson I. A. E., 1985. The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on island avifaunas. *ICPB Tech Publ* 3: 35-81.
- Bell E. A., Bell B. D., & Merton D. V., 2016. The legacy of Big South Cape: rat irruption to rat eradication. *N. Z. J. Ecol.* 40: 212-218.
- Blackburn T. M., Cassey P., Duncan R., Evans K. L., & Gaston K. J., 2004. Avian Extinction and Mammalian Introductions on Oceanic Islands. *Science* 305: 1955-1958. <https://doi.org/10.1126/science.1101617>
- Bourgeois K., Suehs C. M., Vidal E., & Médail F., 2005. Invasional meltdown potential: facilitation between introduced plants and mammals on French Mediterranean islands. *Ecoscience* 12: 248-256. <https://doi.org/10.2980/i1195-6860-12-2-248.1>
- Bourgeois K., & Vidal E., 2008. The endemic Mediterranean yelkouan shearwater *Puffinus yelkouan*: distribution, threats and a plea for more data. *Oryx* 42: 187-194. <https://doi.org/10.1017/S0030605308006467>
- Brown P. R., Tuan N. P., Singleton G. R., Hue D. T., Hoa P. T., Ha P. T. T., Tan T. Q., & Van Tuat N., 2005. Population dynamics of *Rattus argentiventer*, *Rattus losea*, and *Rattus rattus* inhabiting a mixed-farming system in the Red River Delta, Vietnam. *Popul. Ecol.* 47: 247-256. <https://doi.org/10.1007/s10144-005-0228-x>
- Byers C. R., & Steinhorst R. K., 1984. Clarification of a Technique for Analysis of Utilization-Availability Data. *J. Wildl. Manage.* 48: 1050-1053.
- Case T. J., & Bolger D. T., 1991. The role of introduced species in shaping the distribution and abundance of island reptiles. *Evol. Ecol.* 5: 272-290.
- Cassaing J., Derré C., Moussa I., & Cheylan G., 2007. Diet variability of Mediterranean insular populations of *Rattus rattus* studied by stable isotope analysis. *Isotopes Environ. Health Stud.* 43: 197-213. <https://doi.org/10.1080/10256010701562919>
- Castroviejo S., Laínz M., López González G., Montserrat P., Muñoz Garmendia F., Paiva J., & Villar L., 1986. *Flora Iberica*. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Caut S., Angulo E., & Courchamp F., 2008. Dietary shift of an invasive predator: rats, seabirds and sea turtles. *J. Appl. Ecol.* 45: 428-437. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01438.x>
- Clark D. A., 1982. Foraging Behavior of a Vertebrate Omnivore (*Rattus rattus*): Meal Structure, Sampling, and Diet Breadth. *Ecology* 63: 763-772. <https://doi.org/10.2307/1936797>
- Cole F. R., Loope L. L., Medeiros A. C., Howe C. E., & Anderson L. J., 2000. Food Habits of Introduced Rodents in High-Elevation Shrubland of Haleakala National Park, Maui, Hawai'i. *Pacific Sci.* 54: 313-329.
- Cooper W. E., Pérez-Mellado V., & Vitt L. J., 2004. Ease and effectiveness of costly autotomy vary with predation intensity among lizard populations. *J. Zool.* 262: 243-255. <https://doi.org/10.1017/S095283690300462X>
- Courchamp F., Chapuis J., & Pascal M., 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biol. Rev.* 78: 347-383. <https://doi.org/10.1017/S1464793102006061>
- Daniel M. J., 1973. Seasonal Diet of the Ship Rat (*Rattus R. rattus*) in Lowland Forest in New Zealand. In: *New Zealand Ecological Society, Proceedings*, New Zealand Ecological Society, 1973 : 21-30.
- Franco J. do A., & Afonso M. da L. da R., 1971. *Nova flora de Portugal*. Edição do Autor, Lisboa.
- Fukami T., Wardle D. A., Bellingham P. J., Mulder C. P. H., Towns D. R., Yeates G. W., Bonner K. I., Durrett M. S., Grant-Hoffman M. N., & Williamson W. M., 2006. Above- and below-ground impacts of introduced predators in seabird-dominated island ecosystems. *Ecol. Lett.* 9: 1299-1307. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00983.x>
- Gales R. P., 1982. Age- and sex-related differences in diet selection by *Rattus rattus* on Stewart Island, New Zealand. *New Zeal. J. Zool.* 9: 463-466. <https://doi.org/10.1080/03014223.1982.10423878>
- Graham N. A. J., Wilson S. K., Carr P., Hoey A. S., Jennings S., & Macneil M. A., 2018. Seabirds enhance coral reef productivity and functioning in the absence of invasive rats. *Nature* 559: 250-253. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0202-3>
- Grant-Hoffman M. N., & Barboza P., 2010. Herbivory in invasive rats: criteria for food selection. *Biol. Invasions* 12: 805-825. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9503-7>
- Harper G. A., & Bunbury N., 2015. Invasive rats on tropical islands: Their population biology and impacts on native species. *Glob. Ecol. Conserv.* 3: 607-627. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.02.010>
- Harris D. B., 2009. Review of negative effects of introduced rodents on small mammals on islands. *Biol. Invasions* 11: 1611-1630. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9393-0>
- Hervías S., Ceia F. R., Pipa T., Nogales M., Ybáñez R. R., & Ramos J. A., 2014. How important are seabirds in the diet of black rats on islands with a superpredator? *Zoology* 117: 171-178. <https://doi.org/10.1016/j.zool.2013.12.003>
- Horskins K., White J., & Wilson J., 1998. Habitat usage of *Rattus rattus* in Australian macadamia orchard systems: implications for management. *Crop Prot.* 17: 359-364.
- IBM SPSS., 2014. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 22.0. Armonk, NY: IBM Corp.: Armonk, NY: IBM Corp.
- Jones H. P., Tershy B. R., Zavaleta E. S., Croll D. A., Keitt B. S., Finkelstein M. E., & Howald G. R., 2008. Severity of the Effects of Invasive Rats on Seabirds:

- A Global Review. *Conserv. Biol.* 22: 16-26. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00859.x>
- Kurle C. M., Croll D. A., & Tershy B. R., 2008. Introduced rats indirectly change marine rocky intertidal communities from algae- to invertebrate-dominated. *PNAS*, 105: 3800-3804.
- López Sáez J. A., Catalán P., & Sáez L., 2002. *Plantas parásitas de la península Ibérica e Islas Baleares*. Mundi-Prensa Ediciones, Madrid.
- Martin J., Thibault J., & Bretagnolle V., 2000. Black Rats, Island Characteristics, and Colonial Nesting Birds in the Mediterranean: Consequences of an Ancient Introduction. *Conserv. Biol.* 14: 1452-1466. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99190.x>
- McCormick M., 2003. Rats, Communications, and Plague: Toward an Ecological History. *J. Interdiscip. Hist.* 34: 1-25. <https://doi.org/10.1162/002219503322645439>
- Meirinho A., Barros N., Oliveira N., Catry P., Lecoq M., Paiva V., Geraldes P., Granadeiro J., Ramírez I., & Andrade J., 2014. *Atlas das Aves Marinhas de Portugal*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Meyer J.-Y., & Butaud J.-F., 2009. The impacts of rats on the endangered native flora of French Polynesia (Pacific Islands): drivers of plant extinction or *coup de grâce* species? *Biol. Invasions* 11: 1569-1585. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9407-y>
- Meyer W. I., & Shiels A., 2009. Black Rat (*Rattus rattus*) Predation on Nonindigenous Snails in Hawai'i: Complex Management Implications. *Pacific Sci.* 63: 339-347. <https://doi.org/10.2984/049.063.0304>
- Monticelli D., Ceia R., Heleno R., Laborda H., Timóteo S., Jareño D., Hilton G. M., & Ramos J. A., 2010. High survival rate of a critically endangered species, the Azores Bullfinch Pyrrhula murina, as a contribution to population recovery. *J. Ornithol.* 151: 627-636. <https://doi.org/10.1007/s10336-010-0501-4>
- Norman F. I., 1970. Food preferences of an insular population of *Rattus rattus*. *J. Zool.* 162: 493-503. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1970.tb01284.x>
- Novoa A., & González L., 2014. Impacts of Carpobrotus edulis (L.) N.E.Br. on the germination, establishment and survival of native plants: A clue for assessing its competitive strength. *PLoS One* 9: 1-12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107557>
- Oliveira N., Lecoq M., Andrade J., Geraldes P., & Ramírez I., 2013. *Avaliação da predação de rato-preto Rattus rattus nas crias de cagarra Calonectris diomedea borealis na Ilha da Berlenga*. Report, Lisboa.
- Pisanu B., Caut S., Gutjahr S., Vernon P., & Chapuis J., 2011. Introduced black rats *Rattus rattus* on Ile de la Possession (Iles Crozet, Subantarctic): diet and trophic position in food webs. *Polar Biol.* 34: 169-180. <https://doi.org/10.1007/s00300-010-0867-z>
- Quillfeldt P., Schenck I., McGill R. A. R., Strange I. J., Masello J. F., Gladbach A., Roesch V., & Furness R. W., 2008. Introduced mammals coexist with seabirds at New Island, Falkland Islands: abundance, habitat preferences, and stable isotope analysis of diet. *Polar Biol.* 31: 333-349. <https://doi.org/10.1007/s00300-007-0363-2>
- R Core Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Ringler D., Russell J. C., & Le Corre M., 2015. Trophic roles of black rats and seabird impacts on tropical islands: Mesopredator release or hyperpredation? *Biol. Conserv.* 185: 75-84. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.12.014>
- Riofrío-Lazo M., & Páez-Rosas D., 2015. Feeding Habits of Introduced Black Rats, *Rattus rattus*, in Nesting Colonies of Galapagos Petrel on San Cristóbal Island, Galapagos. *PLoS One* 10: 1-14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127901>
- Ruffino L., Bourgeois K., Vidal E., Duhem C., Paracuellos M., Escribano F., Sposimo P., Baccetti N., Pascal M., & Oro D., 2009. Invasive rats and seabirds after 2,000 years of an unwanted coexistence on Mediterranean islands. *Biol. Invasions* 11: 1631-1651. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9394-z>
- Shiels A. B., 2011. Frugivory by introduced black rats (*Rattus rattus*) promotes dispersal of invasive plant seeds. *Biol. Invasions* 13: 781-792. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9868-7>
- Shiels A. B., & Drake D. R., 2011. Are introduced rats (*Rattus rattus*) both seed predators and dispersers in Hawaii? *Biol. Invasions* 883-894. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9876-7>
- Shiels A. B., Flores C. A., Khamsing A., Krushelnicky P. D., Mosher S. M., & Drake D. R., 2013. Dietary niche differentiation among three species of invasive rodents (*Rattus rattus*, *R. exulans*, *Mus musculus*). *Biol. Invasions* 15: 1037-1048. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0348-0>
- Shiels A. B., Pitt W. C., Sugihara R. T., & Gary W., 2014. Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species. 11. *Rattus rattus*, the Black Rat (Rodentia: Muridae). *Pacific Sci.* 68: 145-184. <https://doi.org/10.2984/68.2.1>
- Silva M. 1988. *Estudo preliminar da ecologia da população de rato-preto, Rattus rattus, da ilha da Berlenga*. Report, Lisboa.
- Soininen E. M., Valentini A., Coissac E., Miquel C., Gielly L., Brochmann C., Brysting A. K., Sønstebo J. H., Ims R. A., Yoccoz N. G., & Taberlet P., 2009. Analysing diet of small herbivores: the efficiency of DNA barcoding coupled with high-throughput pyrosequencing for deciphering the composition of complex plant mixtures. *Front. Zool.* 6: 1-9. <https://doi.org/10.1186/1742-9994-6-16>
- St Clair J. J. H., 2011. The impacts of invasive rodents on island invertebrates. *Biol. Conserv.* 144: 68-81. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.006>
- St Clair J. J. H., Poncet S., Sheehan D. K., Székely T., & Hilton G. M., 2011. Responses of an island endemic invertebrate to rodent invasion and eradication. *Anim. Conserv.* 14: 66-73. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00391.x>
- Tauleigne Gomes C., Draper D., Marques I., & Rosseló-Graell A., 2004. *Componente Vegetal do Plano de Ordenamento da Reserva Natural das Berlengas: Flora e Vegetação do Arquipélago Das Berlengas*. MNHN-Jardim Botânico, Lisboa.
- Towns D. R. 1991. Response of lizard assemblages in the Mercury Islands, New Zealand, to removal of an introduced rodent: the kiore (*Rattus exulans*). *J. R. Soc. New Zeal.* 21: 119-136. <https://doi.org/10.1080/03036758.1991.10431400>
- Towns D. R., Atkinson I. A. E., & Daugherty C. H., 2006. Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biol. Invasions* 8: 863-891. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-0421-z>
- Towns D. R., Wardle D. A., Mulder C. P. H., Yeates G. W., Fitzgerald B. M., Richard Parrish G., Bellingham P. J., & Bonner K. I., 2009. Predation of seabirds

- by invasive rats: Multiple indirect consequences for invertebrate communities. *Oikos* 118: 420-430. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.17186.x>
- Traveset A., Nogales M., Alcover J. A., Delgado J. D., López-Darias M., Godoy D., Igual J. M., & Bover P., 2009. A review on the effects of alien rodents in the Balearic (western Mediterranean sea) and Canary islands (eastern Atlantic ocean). *Biol. Invasions* 11: 1653-1670. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9395-y>
- Vitousek P. M., D'Antonio C. M., Loope L. L., Rejmánek M., & Westbrooks R., 1997. Introduced Species: A Significant Component Of Human-Caused Global Change. *New Zeal. Ecol. Soc.* 21: 1-16.
- Vivrette N., & Muller C., 1977. Mechanism of Invasion and Dominance of Coastal Grassland by Mesembryanthemum. *Ecol. Monogr.* 47: 301-318. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/1942519>
- Williams P. A., Karl B. J., Bannister P., & Lee W. G., 2000. Small mammals as potential seed dispersers in New Zealand. *Austral Ecol.* 25: 523-532. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2000.tb00057.x>
- Witmer G., Boyd F., & Hillis-starr Z., 2007. The successful eradication of introduced roof rats (*Rattus rattus*) from Buck Island using diphacinone, followed by an irruption of house mice (*Mus musculus*). *Wildl. Res.* 34: 108-115. <https://doi.org/10.1071/WR06006>
- Yabe T., Hashimoto T., Takiguchi M., Aoki M., & Kawakami K., 2009. Seabirds in the Stomach Contents of Black Rats *Rattus rattus* on Higashijima, The Ogasawara (Bonin) Islands, Japan. *Mar. Ornithol.* 37: 293-295.

Appendix 1 – Frequency of occurrence (FO) and cover percentage of plant species recorded in the vegetation plots.

IP = Iberian Peninsula

| Plant species | FO | Coverage | Status |
|--|-------|----------|---------------|
| <i>Agave americana</i> | 0.36 | 0.03 | Exotic |
| <i>Allium ampeloprasum</i> | 0.53 | 0.09 | Native |
| <i>Anagallis arvensis</i> | 1.25 | 0.04 | Native |
| <i>Anagallis monelli</i> | 3.03 | 0.15 | Native |
| <i>Anchusa undulata</i> | 2.14 | 0.13 | Native |
| <i>Andryala integrifolia</i> | 0.53 | 0.02 | Native |
| <i>Angelica pachycarpa</i> | 2.14 | 0.19 | Endemic in IP |
| <i>Arctotheca calendula</i> | 0.18 | 0.01 | Exotic |
| <i>Arisarum simorrhinum</i> | 9.80 | 0.78 | Native |
| <i>Armeria berlengensis</i> | 3.57 | 0.48 | Endemic |
| <i>Astragalus pelecinus</i> | 0.36 | 0.01 | Native |
| <i>Atriplex prostrata</i> | 23.17 | 1.59 | Native |
| <i>Beta maritima</i> | 0.71 | 0.01 | Native |
| <i>Calendula suffruticosa</i> subsp. <i>algarbiensis</i> | 77.36 | 30.29 | Endemic in IP |
| <i>Carduus tenuiflorus</i> | 1.43 | 0.20 | Native |
| <i>Carlina corymbosa</i> | 0.53 | 0.13 | Native |
| <i>Carpobrotus edulis</i> | 6.77 | 4.99 | Exotic |
| <i>Chenopodium murale</i> | 6.77 | 0.50 | Native |
| <i>Cochlearia danica</i> | 1.78 | 0.14 | Native |
| <i>Conyza canadensis</i> | 0.18 | < 0.01 | Exotic |
| <i>Coronopus didymus</i> | 1.07 | 0.03 | Exotic |
| <i>Cotula australis</i> | 0.53 | 0.04 | Exotic |
| <i>Cotula coronopifolia</i> | 0.18 | 0.01 | Exotic |
| <i>Crithmum maritimum</i> | 2.32 | 0.25 | Native |
| <i>Cuscuta epithymum</i> | 0.18 | < 0.01 | Native |
| <i>Echium rosulatum</i> | 24.96 | 4.53 | Endemic in IP |
| <i>Erodium cicutarium</i> subsp. <i>bipinnatum</i> | 11.76 | 0.55 | Native |
| <i>Frankenia laevis</i> | 14.08 | 2.58 | Native |
| <i>Geranium molle</i> | 4.81 | 0.23 | Native |
| <i>Herniaria berlengiana</i> | 3.03 | 0.28 | Endemic |
| <i>Lavatera arborea</i> | 31.02 | 2.81 | Native |
| <i>Lavatera cretica</i> | 0.53 | 0.08 | Native |

| Plant species | FO | Coverage | Status |
|--|-------|----------|---------------------------|
| <i>Leontodon taraxacoides</i> | 0.89 | 0.03 | Native |
| <i>Linaria</i> sp. | 0.71 | 0.03 | - |
| <i>Linaria spartea</i> | 1.78 | 0.09 | Native |
| <i>Lobularia maritima</i> subsp. <i>maritima</i> | 47.42 | 9.30 | Native |
| <i>Medicago polymorpha</i> | 1.25 | 0.05 | Native |
| <i>Mercurialis ambigua</i> | 22.82 | 1.55 | Native |
| <i>Mesembryanthemum crystallinum</i> | 8.91 | 1.42 | Exotic |
| <i>Montia fontana</i> subsp. <i>amporitana</i> | 3.57 | 0.12 | Native |
| <i>Narcissus bulbocodium</i> subsp. <i>obesus</i> | 10.87 | 0.63 | Endemic in IP and Morocco |
| <i>Orobanche amethystea</i> | 2.32 | 0.05 | Native |
| <i>Oxalis pes-caprae</i> | 0.18 | 0.01 | Exotic |
| <i>Parietaria judaica</i> | 1.07 | 0.03 | Native |
| <i>Plantago coronopus</i> | 16.76 | 1.46 | Native |
| <i>Polycarpon alsinifolium</i> | 7.84 | 0.25 | Native |
| <i>Pteridium aquilinum</i> | 1.96 | 0.75 | Native |
| <i>Pulicaria microcephala</i> | 3.21 | 0.16 | Endemic |
| <i>Romulea bulbocodium</i> subsp. <i>bulbocodium</i> | 1.60 | 0.03 | Native |
| <i>Rumex bucephalophorus</i> subsp. <i>gallicus</i> | 2.85 | 0.13 | Native |
| <i>Sagina maritima</i> | 0.36 | 0.01 | Native |
| <i>Scrophularia sublyrata</i> | 19.43 | 1.20 | Endemic in IP |
| <i>Senecio gallicus</i> | 8.91 | 0.85 | Native |
| <i>Silene latifolia</i> | 0.71 | 0.02 | Endemic in IP |
| <i>Silene scabriiflora</i> | 2.85 | 0.12 | Endemic in IP and Morocco |
| <i>Sonchus oleraceus</i> | 1.25 | 0.06 | Native |
| <i>Sonchus</i> sp. | 0.53 | 0.01 | - |
| <i>Sonchus tenerimus</i> | 0.18 | < 0.01 | Native |
| <i>Spergula arvensis</i> | 1.07 | 0.03 | Native |
| <i>Spergularia rupicola</i> | 16.40 | 0.95 | Native |
| <i>Stellaria media</i> | 0.18 | 0.01 | Native |
| <i>Suaeda vera</i> | 7.84 | 1.75 | Native |
| <i>Tetragonia tetragonoides</i> | 1.43 | 0.12 | Exotic |
| <i>Thapsia villosa</i> | 10.34 | 1.35 | Native |
| <i>Torilis nodosa</i> | 0.53 | 0.01 | Native |
| <i>Umbilicus rupestris</i> | 6.24 | 0.21 | Native |
| <i>Urtica membranacea</i> | 73.08 | 21.9 | Native |
| Poaceae | 54.37 | 0.01 | - |
| Pteridophyta | 0.71 | 0.04 | - |
| Other vegetation | 26.56 | 4.85 | - |

Landscape linkages for the distribution of the endangered *Hierophis cypriensis* in Cyprus

Elena EROTKRITOU¹, Ioannis N. VOGIATZAKIS^{2*}

1. Department of Environment, Ministry of Agriculture, Rural Development and Environment,
1498 Nicosia, Cyprus

2. School of Pure & Applied Sciences, Open University of Cyprus,
PO Box 12794, 2252, Nicosia, Cyprus

* Corresponding author: ioannis.vogiatzakis@ouc.ac.cy

Received: 5 April, 2019; First decision: 29 April, 2019; Revised: 17 May, 2019;
Accepted: 30 May, 2019 - associate editor Marc Cheylan

Abstract

The effects of habitat fragmentation on species distribution are well documented. Measuring habitat connectivity is an important prerequisite for species conservation and management in fragmented landscapes. The aim of this study was to evaluate landscape connectivity in the region of Troodos massif, Cyprus for the distribution of the endangered *Hierophis cypriensis*, for which information on the ecology and distribution are limited. The methodology employs two approaches to evaluate aspects of habitat connectivity in the landscape. We used Least Cost Path Analysis (LCPA) to identify potential species movement routes between core habitat areas, and a graph analytical approach to identify critical nodes and links for the potential expansion and long-term viability of the species in the region using CONEFOR software. We used the results of these methods to evaluate the spatial configuration of the existing Natura 2000 sites in the study area with reference to the species known distribution. We identified

20 habitat core areas, ranging in size from 0.61km² to 580.08km², with a combined extent of 966.62km², covering 34% percent of the Natura 2000 sites in the area. Pathways length varied from 0.68 to 5.04km transversing 29.6km of inhospitable territory for the species. The LCPA identified important movement routes and demonstrated that there is a good degree of connectivity between habitat core areas. CONEFOR analysis evidenced that in particular three land parcels located in the forest complexes of Paphos, Troodos and Adelfoi are the most important for sustaining connectivity among the 17 examined land parcels.

Introduction

Despite the targets set globally to halt loss of important habitat and species (Commission of the EC, 2010), biodiversity continues to be threatened by a combination of unsustainable actions in developed countries coupled with continuing poverty and population increase in developing countries (Rands *et al.* 2010).

Keywords: CONEFOR, endangered species, fragmentation, Least-Cost Path Analysis, reptiles, whip snake.

Natural areas continue to be destroyed by intensive agriculture, urbanization, industrial development and over-exploitation of natural resources (WWF, 2016). Despite the increase of protected areas globally (Gray *et al.* 2016) extensive losses of wilderness which have occurred in the last two decades undermine global efforts (Watson *et al.* 2016). These losses are expected to increase given known scenarios for future climate change and its synergies with land use change (Mantyka-Pringle *et al.* 2012; Louca *et al.* 2015).

Habitat fragmentation is often defined as the process by which a large area of habitat is converted into smaller patches, isolated from each other and from the matrix of the habitat, causing therefore the loss of the habitat (Fahrig, 2003). Fragmentation and habitat loss are threats to biodiversity conservation worldwide and affect all taxonomic groups (Fischer & Lindenmayer 2007; Fahrig 2003, 2017). Moreover, fragmentation impedes species movement for foraging, breeding, migration and dispersal (Estreguil *et al.* 2012) and in conjunction with habitat loss can result in metapopulations which are at greater risk of local extinction through demographic, genetic and stochastic processes (Schutz & Driscoll 2008). Therefore, restoring connectivity between habitat patches is very important since it ensures species movement, allows genetic exchange between populations and enhances landscape adaptation to climate change (Noss 1983). Taylor *et al.* (1993) define landscape connectivity as “the degree to which the landscape facilitates or impedes movement between resource patches”. There are many factors affecting connectivity evaluation (Vos *et al.* 2008) and there has been much debate on the best method to measure connectivity. These methods range from simple metrics (Cushman *et al.* 2008; McGarigal *et al.* 2009) to complete methodological approaches (Watts & Handley 2010) and software (Saura & Pascual-Hortal, 2007; Pe'er *et al.* 2011). It is commonly accepted that connectivity is species specific (Watts *et al.* 2010) and any attempt to measure landscape connectivity, should incorporate a measure of an organism’s ability to move across a landscape. Therefore, an assessment of the spatial configuration and the in-between distance of habitat patches in the landscape is required. Although there is a plethora of studies on the effect of fragmentation on most taxonomic groups (Andren 1994; Debinski & Holt 2000), studies on the importance of connectivity for reptiles remain

limited (Schutz & Driscoll 2008; Attum *et al.* 2008).

The Mediterranean basin is one of the 34 globally biodiversity hot spots, including a large number of endemic species (Medail & Diadema 2009) where due to increased anthropogenic pressures there is an urgent need for species and habitats conservation. Cyprus, as an integral part of the Mediterranean hosts great biodiversity, in relation to the size of the island (Delipetrou *et al.* 2008) with a variety of landscapes, species and habitats of European importance (Vogiatzakis *et al.* 2016). Due to its geological history, the isolation and its climate, Cyprus’ herpetofauna comprises 22 reptile species, i.e. three turtle species, eleven lizard species and eight snake species among which the Cyprus whip snake (*Hierophis cypriensis*). Although it is endemic and strictly protected, knowledge on the ecology and distribution of this elusive species is very limited. According to the information available to date, the species is mainly found in Troodos mountain massif in the central and west part of the island from 400 -1900m, but also recorded at lower altitudes (Baier *et al.* 2013, 2014), and is currently threatened by habitat degradation and direct persecution thus classified as endangered according to the IUCN (Baier *et al.* 2013). Given the protection status of the species and its restricted distribution maintaining a well-connected landscape in the area of occurrence may ensure its conservation in the long term. To date, there has been no research in Cyprus on the evaluation of landscape connectivity from a species perspective. Therefore, the aim of this study was to evaluate landscape connectivity for the distribution of *Hierophis cypriensis* within the region of Troodos Mountain, where the majority of species occurrences have been recorded. The specific objectives were to: a) identify the extent and spatial arrangement of landscape linkages for species movement in the area, b) evaluate the importance of these linkages with a view to assist with regional conservation and planning.

Materials and methods

Study area. This study focuses on Troodos massif, which is the geological and morphological spine of Cyprus and covers two thirds of the island, culminating at Olympus its highest peak (1,952 meters). Troodos is

covered mainly by pine forests but also juniper and cedar forests at higher altitudes. The massif hosts more than 750 plant species in a range of habitats, and a rich avifauna of more than 80 species. It is home to the largest wild mammal of the island, the endemic mouflon (*Ovis gmelini ophion*) while other mammals include the fox (*Vulpes vulpes*), the hare (*Lepus europaeus*), the hedgehog (*Erinaceus europaeus*) and a number of small rodents, bats and reptiles. The area includes 13 protected areas under the European Network Natura 2000 (Council of the European Community 1992) and predominantly state owned forests such as Troodos Forest, Paphos Forest, Adelfoi Forest, Machairas Forest, which are subject to restrictions for development.

Data collection

We used the species distribution/presence records stemming from the work by Baier *et al.* (2014) and records which were submitted to the EU by the Republic of Cyprus as part of the six years assessment, according to the Article 17 of the Habitats Directive (Council of the European Community 1992). There were 45 records in total covering the period 2004–2014 and come exclusively from the Troodos massif a fairly uniform area bioclimatically (Baier *et al.* 2014). Using CORINE land cover data (European Commission, 1994) we identified 17 contiguous areas of similar land

cover, termed hereafter “land parcels” where the species has been recorded (Figure 1, Table 1). In the absence of detailed habitat maps, land cover is used here as a surrogate in line with other similar studies (e.g. Vogiatzakis *et al.* 2015). Using a combination of literature review and experts’ opinion we evaluated habitat quality for the 17 land parcels as follows.

Literature review

We performed a literature search on the biology, morphology and general characteristics of the species in SCI international publications for the last twenty years. Since there were not many relevant studies identified we extended our search to other species of the genus *Hierophis*, as well as its family Colubridae. The keywords used were *Hierophis*, Colubridae, endangered species, and fragmentation. In total, we identified thirty-five scientific papers, of which only four were related to the Cyprus whip snake.

Experts’ opinion

Due to the small number of publications on the species ecology and behavior, a questionnaire was created and sent to ten people considered (Mediterranean) reptile experts on the basis of their research experience, demonstrated by their publication record or their

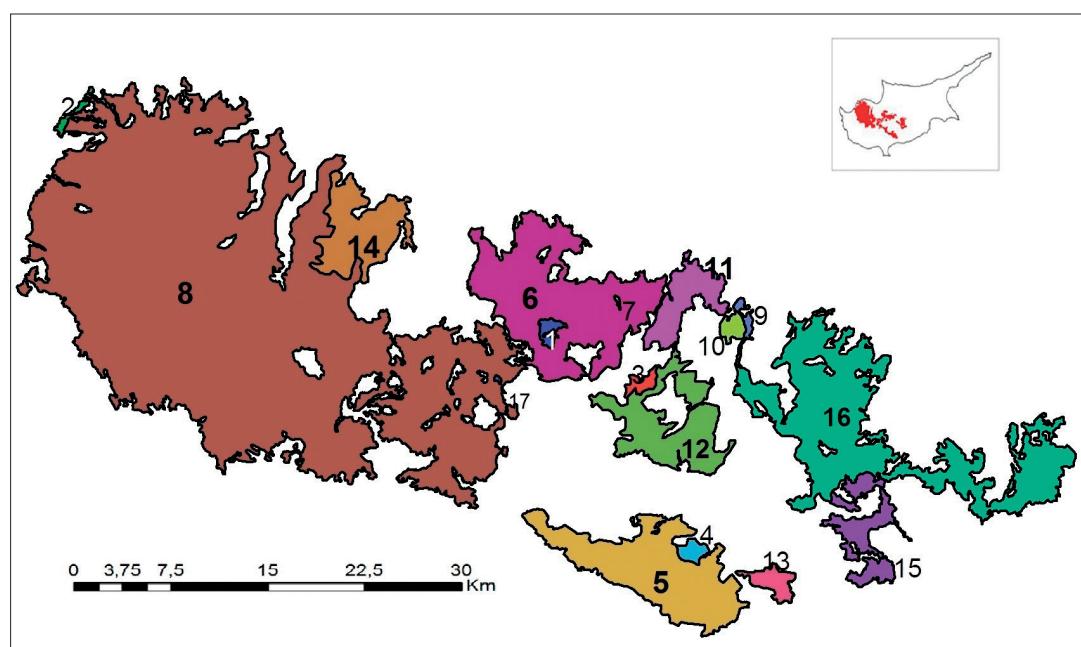


Figure 1 – The 17 land parcels comprising the study area. The number of *H.cypriensis* records in every parcel is shown in Table 1.

Table 1 – Main characteristics and overall node score of each parcel/node used in the analysis.

| Land Parcel No. | Size (ha) | No of records | % of N2K | Land cover type* | Road density (km/km ²) | River density (km/km ²) | Overall Node score |
|-----------------|-----------|---------------|----------|--|------------------------------------|-------------------------------------|--------------------|
| 1 | 297 | 2 | 3.1 | Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation | 0.0018 | 0.0008 | 13 |
| 2 | 316 | 1 | 0 | Fruit trees and berry plantations | 0.0002 | 0.0013 | 13 |
| 3 | 348 | 1 | 3.6 | Complex cultivation patterns | 0.0035 | 0.0001 | 6 |
| 4 | 362 | 1 | 51.3 | Sclerophyllous vegetation | 0.0013 | 0.0002 | 14 |
| 5 | 8,030 | 2 | 53.4 | Coniferous forest | 0.0010 | 0.0003 | 19 |
| 6 | 11,588 | 8 | 26 | Coniferous forest | 0.0021 | 0.0002 | 18 |
| 7 | 25 | 1 | 100 | Water bodies | 0.0039 | 0.0042 | 13 |
| 8 | 72,776 | 17 | 37 | Coniferous forest | 0.0011 | 0.0003 | 21 |
| 9 | 278 | 1 | 0.20 | Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation | 0.0029 | 0.0022 | 13 |
| 10 | 390 | 2 | 0 | Coniferous forest | 0.0007 | 0 | 14 |
| 11 | 2,363 | 3 | 0 | Coniferous forest | 0.0017 | 0.0003 | 16 |
| 12 | 5,036 | 1 | 19.5 | Sclerophyllous vegetation | 0.0017 | 0.0001 | 14 |
| 13 | 742 | 1 | 0 | Coniferous forest | 0.0012 | 0 | 14 |
| 14 | 4,182 | 1 | 88.4 | Transitional woodland-shrub | 0.0004 | 0.0004 | 18 |
| 15 | 2,480 | 1 | 0 | Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation | 0.0005 | 0.0003 | 15 |
| 16 | 15,021 | 1 | 36.2 | Coniferous forest | 0.0019 | 0.0003 | 17 |
| 17 | 25 | 1 | 77.5 | Sport and leisure facilities | 0.0036 | 0 | 8 |

* Following the CORINE Classification.

Table 2 – Summary of experts' responses used for methodological design and analysis.

| Question Summary | Answer |
|--|--|
| Disturbance level (distance from human activity sources) | <ul style="list-style-type: none"> • 0-300m: high disturbance • 300m-900m: medium disturbance • 900m-2,000m: no disturbance |
| Minimum viable population (MVP) | 50 to 850 individuals |
| Area size for MVP support | 0.5 to 3,500km ² |
| Daily movement | 100m to 2,000m |
| Food Sources | Lizards other snakes, frogs, insects and small mammals |
| Pressures | Small genetic diversity, Drought, habitat loss and fragmentation poisoning, road network, and persecution |
| Threats | Climate change, Drought, habitat loss and fragmentation poisoning, road network, and persecution |
| Factors affecting habitat quality | <ul style="list-style-type: none"> • Vegetation type • Water presence • Prey abundance • Habitat patch size • Distance from human activities |
| Preferred habitat (according to the EU Habitats Directive) | <ul style="list-style-type: none"> • 9540 - Mediterranean pine forests with endemic Mesogean pines • 9390* - Scrub and low forest vegetation of <i>Quercus alnifolia</i> • 93A0 - Forest stands with <i>Quercus infectoria</i> (<i>Anagyro foetidae</i>-<i>Quercetum infectoriae</i>) • 5420 - Phrygana <i>Sarcopoterium spinosum</i> • streams, lakes, dams, ponds |

long-term practical experience in land management for the taxonomic group. The questions were related to the biology and behavior of the species, its habitat preferences but also on the pressures and threats to the species and about any possible measures which could be taken to facilitate its long term conservation. We have received eight completed questionnaires (Table 2).

From the information collected a habitat quality assessment was carried out for every parcel based on its size, the number of individuals recorded within it, habitat suitability, percentage of Natura 2000 contained as well as road and rivers density. These were then used for the subsequent methodological steps i.e. Least Cost Path and CONEFOR analysis as described hereafter.

Least cost path analysis

Least Cost Path Analysis (LCPA) within ArcGIS® was used to identify potential movement routes for the species between core habitat areas according to the following procedure: 1) habitat suitability evaluation, 2) disturbance modeling, 3) construction of suitability surface, 4) identification of habitat core areas and 5) analysis of LCP, as outlined below.

Potential habitat suitability evaluation

For the evaluation of the suitable habitat in the study area, we used data from the literature and experts' opinion (*via* the questionnaires) to classify CORINE land cover data within the 17 land parcels for species preference. The literature review, was corroborated by the experts' knowledge and many of the known species records in that proximity to water constitutes a favorable habitat for the species. For this reason, a 300 meters buffer zone around the rivers was classified as favorable habitat and was given a high score (Table 3).

Disturbance modeling

Main anthropogenic activities considered as an encroachment into the potential natural habitat, i.e. roads and settlements were taken as the main sources of disturbance for the

species based on the values given by the experts. Therefore, buffer zones were created according to the type of the road (four-lane, two-lane, single lane, agricultural roads and other unpaved roads) as well as settlements in the vicinity. Therefore four-lane roads and settlements closer to species records were given the highest score (Table 3).

Final habitat suitability surface and core areas

We used map algebra to subtract the disturbance surfaces from the potential habitat suitability surface which resulted in the final habitat suitability surface where the highest value represents the most suitable species habitats and the lowest the most unsuitable habitat. Subsequently areas in the highest category of the Habitat Suitability Surface were selected as habitat core areas.

Least cost path modelling

We used ArcToolbox and the cost raster to create cost weighted distance and directions surfaces from the largest core area to the smaller core areas (i.e. destinations). A cost surface reflects the costs to an individual of traversing the intervening matrix. This was achieved by assigning a cost value to each land cover type. Land cover types associated with high-levels of anthropogenic use were assigned high costs in order to reflect both

Table 3 – Variables used for habitat suitability and disturbance modelling.

| Variable | Attribute | Use |
|---------------------------|--|--------------|
| Suitability | | |
| Land cover | Fruit trees and berry plantations | Low (1) |
| | Transitional woodland-shrub | Moderate (2) |
| | Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation | Moderate (3) |
| | Sclerophyllous vegetation | Moderate (4) |
| | Coniferous forest | High (5) |
| Proximity to rivers | 300m from riversstreams | High (5) |
| Disturbance Level | | |
| Distance from roads | 500m from four-lane roads | High (1) |
| | 400m from two-lane roads | Moderate (2) |
| | 300m from single-lane roads | Moderate (3) |
| | 100m from unpaved roads | Low (4) |
| Distance from settlements | 300m | High (1) |
| | 300-900m | Moderate (2) |
| | 900-2,000m | Low (3) |

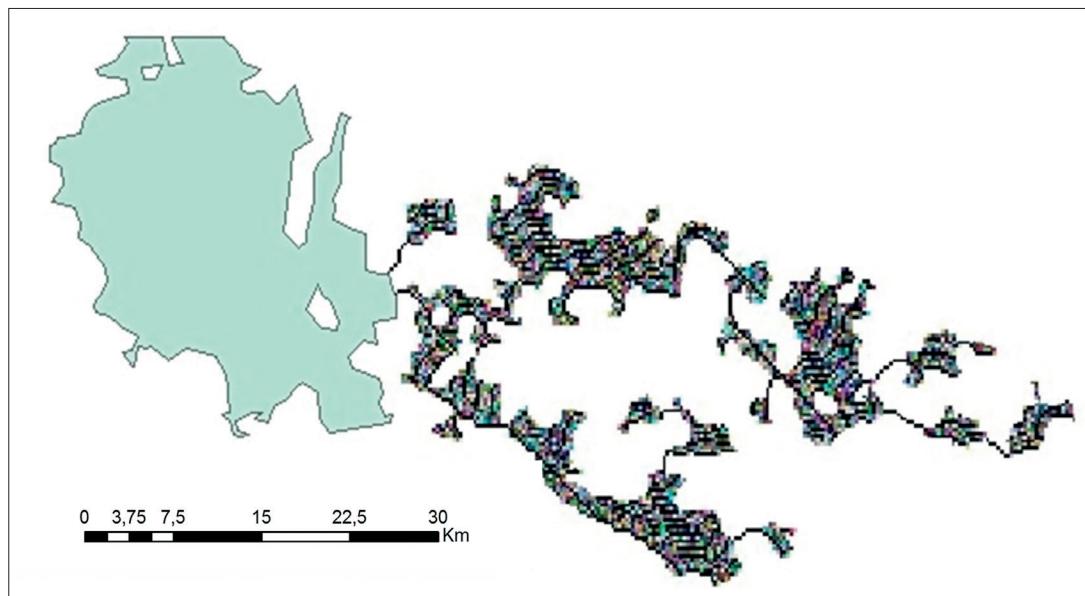


Figure 2 – Least-cost path analysis: pathways between the core areas identified, source patch being the largest in light green.

the avoidance of these areas and the higher risks of injury or mortality associated with their traversal. The resistance scale was 0-100 where core areas and favorable habitat were assigned a value of 0 while the value of 100 was given to insurmountable barriers. The other land uses were scored according to their suitability as habitat and their transversability for the species as follows: fruit trees and berry plantations 80, land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation 60, transitional woodland scrub 40, sclerophyllous vegetation 20, for the creation of the “surface cost”, we used the habitat suitability surface and the habitat core areas using map algebra in ArcGIS. We created least-cost paths for the movement of the species through the cores using as source the largest patch which also contains the largest number of species records (Figure 2).

Connectivity analysis

Connectivity was assessed through the Probability of Connectivity (PC) index in CONEFOR 2.2 as described by Saura and Pascual-Hortal (2007). PC calculates the probability that two points randomly placed within the landscape fall into habitat areas that are reachable from each other (Garcia-Feced *et al.* 2011). We used the extension Conefor inputs by jennesent.com to generate the files used by CONEFOR on a vector map of the land parcels. We used a combined scoring to provide an attribute value for each node/parcel based on six properties as derived from expert’s opinion (Tables 3 and 4) namely: parcel size in hectares, number of snake individuals recorded in every parcel, habitat suitability, percentage of Natura 2000 contained in each parcel, road density and river density in every parcel. All the above properties were

Table 4 – Criteria used to evaluate dA.

| Score (ordinal scale) | Parcel size/ha ² | No. of records ¹ | % of Natura 2000 ² | CORINE Type ³ | Road Density ⁴ | River Density ⁵ |
|--------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-------------------------------|--------------------------|---------------------------|----------------------------|
| 1 | 0-99 | 1 | 0 - 30 | 222 | 0.0031-0.004 | 0-0.0005 |
| 2 | 100-399 | 2-3 | 31-50 | 324 | 0.0021-0.003 | 0.0005-0.0010 |
| 3 | 400-999 | 4-7 | 51-70 | 243 | 0.0011-0.002 | 0.0011-0.0020 |
| 4 | 1,000-9,999 | 8-15 | 71-80 | 323 | 0.0006-0.001 | 0.0021-0.0030 |
| 5 | > 10,000 | 16-17 | 81-100 | 312 | 0-0.0005 | 0.0031-0.0050 |

¹ Source: Baier *et al.* 2014; ² Source: DE/MANRE; ³ Source: CORINE; ⁴ Source: Department of Transport, roads included one, two and four lane roads and unpaved roads; ⁵ Source: WDD/MANRE.

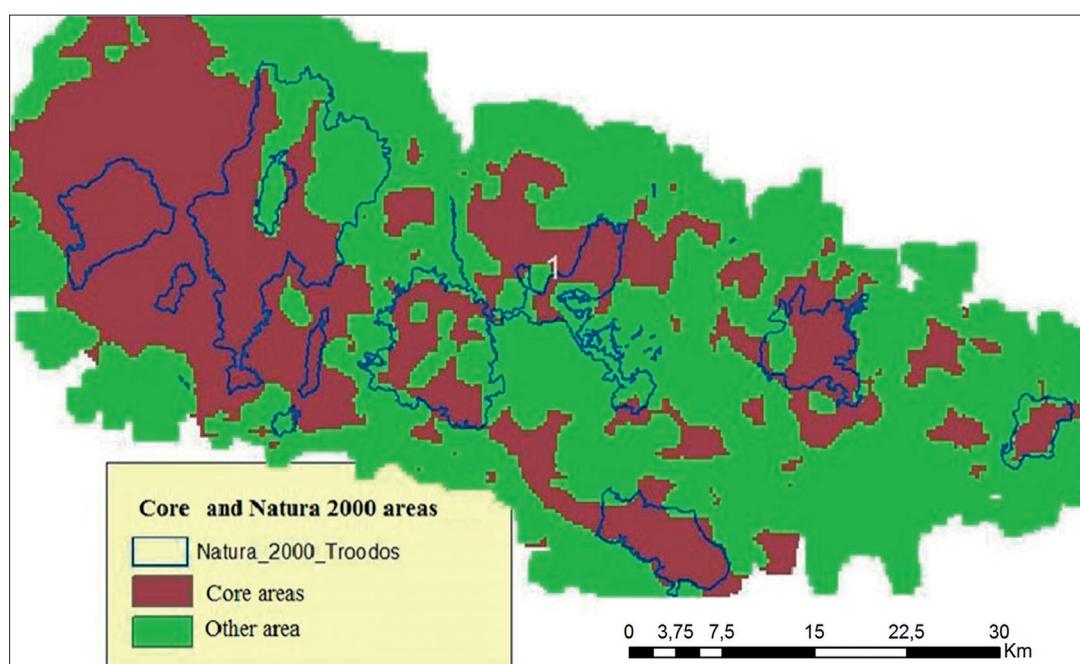
Table 5 – Main Characteristics of the core areas.

| Core Area* ID | Area (in km ²) | % within Natura 2000 sites | Dominant land cover type > 50%) |
|------------------|-------------------------------|-------------------------------|---|
| 1 | 0.61 | 0 | Sclerophyllous vegetation /Vineyards |
| 2 | 0.79 | 0 | Sclerophyllous vegetation |
| 3 | 0.81 | 0 | Annual crops associated with permanent crops / Complex cultivation patterns |
| 4 | 1.01 | 0 | Sclerophyllous vegetation |
| 5 | 1.05 | 0 | Coniferous forest |
| 6 | 1.11 | 0 | Coniferous forest |
| 7 | 1.17 | 0 | Sclerophyllous vegetation |
| 8 | 1.96 | 0 | Coniferous forest |
| 9 | 2.14 | 0 | Coniferous forest |
| 10 | 3.06 | 0 | Coniferous forest |
| 11 | 9.34 | 0 | Coniferous forest / Sclerophyllous vegetation |
| 12 | 9.50 | 0 | Coniferous forest |
| 13 | 9.67 | 0 | Coniferous forest |
| 14 | 12.68 | 0 | Coniferous forest |
| 15 | 13.77 | 87 | Coniferous forest |
| 16 | 14.51 | 0 | Coniferous forest |
| 17 | 18.6 | 7.9 | Coniferous forest |
| 18 | 88.02 | 42 | Coniferous forest |
| 19 | 264.74 | 45 | Coniferous forest |
| 20 | 580.08 | 30.7 | Coniferous forest |

*only core areas > 0.5km² are given based on the experts responses about the area which can support a minimum viable population.

scored on a scale from 1 to 5, where 5 represents highest quality/suitability for the conservation of the species in each parcel (Table 4). The distance file was based on Euclidean distance alone, while node score was based on land parcels' final combined score (Table 1).

We also assessed the contribution of each land parcel to overall connectivity as a stepping stone or connector by following a stepwise removal procedure (link removal). The overall methodological approach is demonstrated in Table 5.

**Figure 3 – Spatial configuration of existing Natura 2000 Areas with the core areas.**

Results

Evaluation of habitat core areas

Twenty core habitat areas were established, which according to the experts opinion were large enough to sustain a minimum viable population for the species (i.e. $> 0.50\text{km}^2$) ranging in size from 0.61 to 580.08km^2 , with a combined extent of 966.62km^2 (47% of the study region) (Table 6). A comparison of the core areas with the existing Natura 2000 areas in Troodos Mountain reveal that the core

areas cover 34% of Natura 2000 sites i.e. few core areas are within the Natura 2000 sites (Figure 3). Core areas are mainly covered by state coniferous forest, one of the preferred habitats for the species according to experts' opinion.

Evaluation of least cost paths

LCP from the largest core area (main source) in most cases go through the other smaller core areas indicating a well-connected landscape (Figure 4). Routes derived from the

Table 6 – Overall Methodological approach followed in this study. Data from literature review and experts knowledge, as described in the text.

| Approach | Data Processing | Results |
|---------------------------------|--|--|
| Least Cost Path Analysis (LCPA) | Potential Habitat suitability: (a) CORINE landcover (b) Rivers | Evaluation of Habitat Suitable Surface + Evaluation of habitat core areas = Creation of Least Cost Paths |
| | Disturbance modeling: (a) Roads (b) Villages | |
| | Construction of final suitability surface | |
| | Identification of habitat core areas | |
| | LCPA: (a) Surface Cost (b) Cost Distance Surface (c) Cost Direction Surface | |
| CONEFOR analysis | Criteria employed (i.e. node properties): (a) Patch size (b) Number of individuals recorded in every land parcel (c) Habitat suitability using CORINE (d) Percentage of Natura 2000 within every land parcel (e) Road Density in every land parcel (f) Rivers Density in every land parcel | Evaluation of importance of land parcels (nodes and links) |
| | | Comparison of Results |

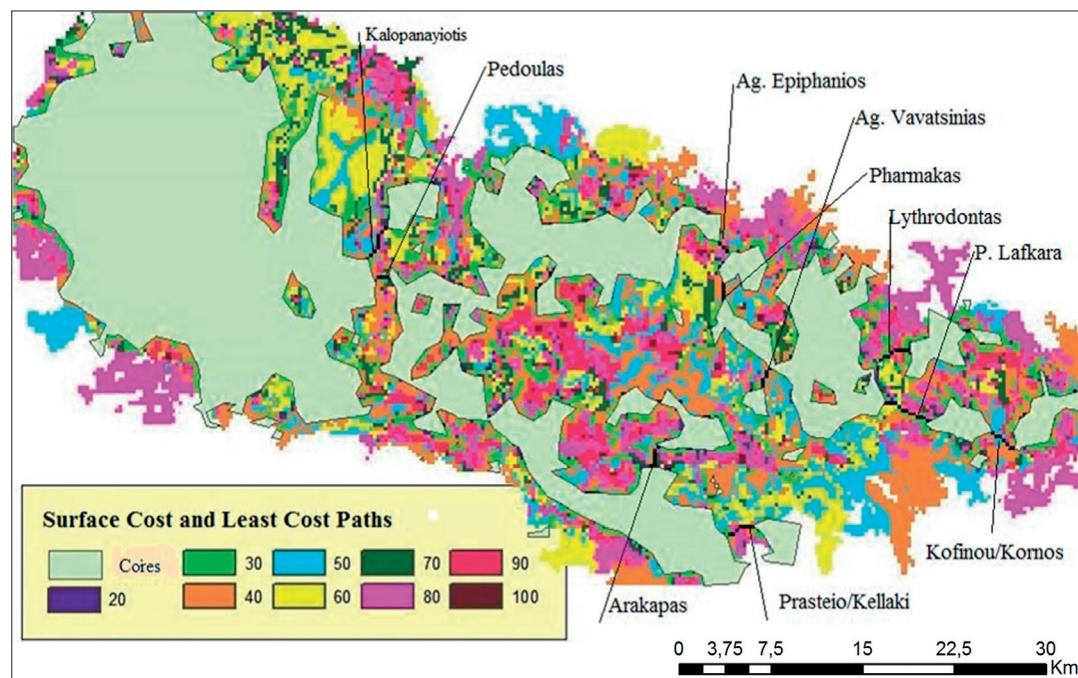


Figure 4 – Least-cost path analysis: core areas over the surface cost area (light green) with principal settlements.

Table 7 – Contribution of each land parcel to the maintenance of the overall landscape connectivity as measured by dPC and its fractions.

| Land Parcel | dPC | dPCintra | dPCflux | dPCon |
|-------------|--------|----------|---------|--------|
| 1 | 11.574 | 0.387 | 11.187 | 0 |
| 2 | 11.394 | 0.387 | 11.007 | 0 |
| 3 | 5.438 | 0.082 | 5.356 | 0 |
| 4 | 5.357 | 0.448 | 4.909 | 0 |
| 5 | 9.306 | 0.826 | 6.228 | 2.253 |
| 6 | 50.282 | 0.741 | 15.078 | 34.463 |
| 7 | 11.573 | 0.387 | 11.187 | 0 |
| 8 | 40.328 | 1.009 | 17.013 | 22.307 |
| 9 | 21.077 | 0.387 | 10.911 | 9.780 |
| 10 | 13.256 | 0.448 | 11.687 | 1.121 |
| 11 | 36.437 | 0.586 | 13.551 | 22.300 |
| 12 | 14.694 | 0.448 | 11.985 | 2.260 |
| 13 | 4.862 | 0.118 | 4.414 | 0 |
| 14 | 15.570 | 0.741 | 14.829 | 0 |
| 15 | 12.967 | 0.515 | 12.452 | 0 |
| 16 | 24.917 | 0.661 | 13.958 | 10.299 |
| 17 | 7.103 | 0.146 | 6.957 | 0 |

LCP analysis, created a network of potential ecological corridors between the core areas of habitat with a total length of 29.6km. The 10 pathway lengths identified ranged from 0.68 to 5.04km and represent whip snake corridors with varying degree of connectivity potential (Figure 4). Out of 10 pathways 6 exceeded the maximum dispersal distance for the species in Cyprus according to the experts (Table 2).

Connectivity analysis

All 17 land parcels were connected with at least one other land parcel. The relative importance of each land parcel in maintaining the overall landscape connectivity for the Cyprus whip snake as quantified by dPC were heterogeneously distributed in the area (see Table 7). The dPCflux was the highest among the dPC fractions in the land parcels while the dPCon was significantly high in three of them i.e. n° 6,8,11. Results demonstrate the importance of land parcel 6 in maintaining the functionality of the whip snake network ($dPC = 50.28\%$). This land parcel hosts a large area of habitat (11.5ha), is well connected to other nodes and holds a key topological position to sustain connectivity between land parcels (Table 7; Figure 1). In addition, two other important land parcels evidenced by the analysis are n° 8 and 11, for similar reasons as outlined above. In particular n° 8 contained two links with the highest dPC connector values for the whip snake in the wider area (Table 8).

Table 8 – Values of dPCconnector for each important key link (those with dPCconnector >10).

| NodeID1 | NodeID2 | dPC |
|---------|---------|-------|
| 11 | 6 | 12.95 |
| 8 | 6 | 11.85 |
| 14 | 8 | 11.61 |
| 16 | 15 | 11.04 |
| 8 | 2 | 10.92 |

Comparison of the two approaches

CONEFOR analysis showed that Paphos forest is the most suitable land parcel for the conservation of the species according to the evaluation of the favorable areas. Furthermore, the land parcels of Paphos, Troodos and Adelfoi Forests are considered the most important areas, for landscape connectivity. These three areas were also part of the core areas identified in LCP analysis. Large parts of these areas are not currently protected under the Natura 2000 network.

Discussion

This study focused on identifying landscape linkages for the endangered Cyprus whip snake in Troodos Mountain massif, as a means for regional conservation and planning. This is the first time that such an approach is being tested in Cyprus for an elusive endangered

species. The methodology adopted was based on documented species records in Troodos Mountain massif and employed two complementary approaches for modeling landscape connectivity.

Least Cost Path Analysis (LCPA) demonstrated a well-connected study area with identified paths connecting all core areas with their neighboring cores. Even the smallest core areas which might not provide viable breeding areas for the species, may provide supplementary resources if they are accessible from nearby larger cores and may act as stepping stones. Although 6 out of 10 pathways identified exceeded species known dispersal distance this might not be necessarily restrictive for the species since according to the work by Baier *et al.* (2014) in the areas traversed by these pathways there is a high probability of occurrence, therefore their might be other populations/occurrences not recorded yet. In addition, LCPA does not identify actual routes per se, but rather highlights areas of high connectivity which if adequately protected would enhance species viability in the long term. Often species may select not optimum routes in a landscape directed by resource availability at finer scales. LCPA in particular, is a widely employed method for addressing habitat connectivity (Verbeylen *et al.* 2003; LaRue & Nielsen 2008; Wang *et al.* 2009). Despite its critics (see review by Sawyer *et al.* 2011) the adopted method allows habitat core areas to be defined relative to a species' area requirements and mobility in an area, recognising that dispersal is affected not only by the location of suitable areas of habitat, but also by the characteristics of the intervening matrix. In this study we assigned traversability values to different land cover types which were then used for the production of a cost surface. Undoubtedly these assigned values influence the chosen routes and are both landscape-specific and species-specific. Few sources of reference exist regarding the selection of figures to represent the relative traversability of different land cover types (see review by Sawyer *et al.* 2011) and in the absence of known ecological preferences of the focal species, we have relied on figures of similar scale to previous work (Bunn *et al.* 2001; Larkin *et al.* 2004).

Connectivity of land parcels has been well studied and emerges as a main theme in landscape management and planning of wildlife management measures. Least-cost path analysis in particular has been used to

demonstrate the importance of connectivity for genetic material transfer (Pereira *et al.* 2011), evaluation of dispersal corridors (LaRue & Nielsen 2008; Larkin *et al.* 2004). Alternative ways to evaluate the influence of the matrix on habitat connectivity have evolved around Graph Theory (Urban & Keitt 2001) where examples demonstrate that corridors can contain alternative routes (beyond the least cost paths) when there is suitable habitat in the area (Pinto & Keitt 2009). In this study we used one commonly employed index within CONEFOR, a tool based on graph-theory to quantify the functional role of each of the 17 land parcels as related to the amount of suitable habitat area, their connections and potential amount of individual flows with other land parcels, and their importance as connecting elements in the landscape matrix. Only 5 out of 136 links were identified as irreplaceable (*sensu* Bodin & Saura 2010) that is, elements whose loss cannot be compensated by other landscape elements. Indicators such as the Integral Index of Connectivity (IIC) and Connectivity of Probability Index (PC) (Pascual-Hortal & Saura 2006) are increasingly employed to evaluate the connectivity of protected areas in Europe under the light of climate change (Piersa 2011; Mazaris *et al.* 2013) and landscapes for land use planning for specific animal species (Scolozzi & Geneletti 2012).

Since the research for *Hierophis cypriensis* is limited, the results of this study could be only compared to similar work for other species of *Colubridae*. For example, the results of Klug *et al.* (2011) for the Eastern Yellowbelly Racer (*Coluber constrictor flaviventris*) showed that landscape disturbance measured as fragmentation and disruption of habitat patches affect the genetic populations of the species. In particular individuals showed genetic differentiation depending on the functional distance and the disturbance along the “Euclidean” line. Similarly, in our research for *Hierophis cypriensis*, functional distance emerges as more important than Euclidean for habitat patch connectivity.

A study related to two common and two rare wetland reptiles by Attum *et al.* (2008) showed that landscape context affected common and rare species differently. Connectivity was a significant predictor for common species, as opposed to connectivity quality which was a significant predictor for rare species. Patch size was a significant predictor for all four species. These results suggest that

management practices should focus on protecting wetland complexes and maintaining upland-wetland linkages by improving landscape connectivity. On the other hand, the research of Schutz & Driscoll (2008) showed that the reptile community in their survey, appeared to be largely unaffected by the spatial configuration of the fragments. The level of isolation seemingly had no effect on either reptile abundance, species richness or abundance of common species. Conversely, at the same study, in contrast with common species, fewer rare reptile species were captured in remnants. Their study suggested that the spatial configuration and condition of the fragments sustain populations of many common reptile species but not of the rare species. In general, a habitat core of low quality can perform an important role in maintaining a population if its position within the landscape is crucial to the successful dispersal of animals across the landscape (e.g. Haddad & Tewksbury 2005).

In this study both the results of the creation of habitat suitability surface, as measured by the probability of species occurrence, and the identification of the habitat core areas, identified Paphos Forest (Figure 1) as the most important for the conservation of the species, despite the small number of species records (Table 1). Furthermore, the evaluation results of the patches' importance showed that habitat patches on Troodos and Paphos Forests are the most important for the overall connectivity of landscape in Troodos Massif.

As already mentioned before, less than 50% of these two Forests are protected under the Natura 2000 network, and this is also true for Adelfoi Forest i.e. land parcel 6 (Figure 5). The results showed that patch 6, followed by patches 8 and 11 are considered the most important patch for landscape connectivity from the species perspective. Despite their overall importance the largest proportion of land parcels 6 and 8 and the entire land parcel 11 (Adelfoi Forest) are not included in any of the designated Natura 2000 sites.

Expert's opinion is increasingly used in nature conservation for filling gaps related to ecological evidence (Vogiatzakis *et al.* 2015; Wilkinson & van Duc 2017), with comparative studies suggesting that expert-knowledge about species enhance our capacity to map suitability even where only opportunistic observations are available (Arfan *et al.* 2018). In the case of threatened elusive species, such as the Cyprus whip snake, where distributional data are limited, expert's knowledge is invaluable for experimentation and providing insights on species conservation needs (Wilkinson & van Duc 2017). For those species in particular, extinction may arrive before data availability from properly designed surveys/sampling schemes (Jaramillo-Legorreta *et al.* 2007).

The work is conditioned by the small number of records, linked to the rarity of the species and the lack of research about its ecology. However, the methodology is transparent and when additional data become available (see Zotos & Vogiatzakis 2018)

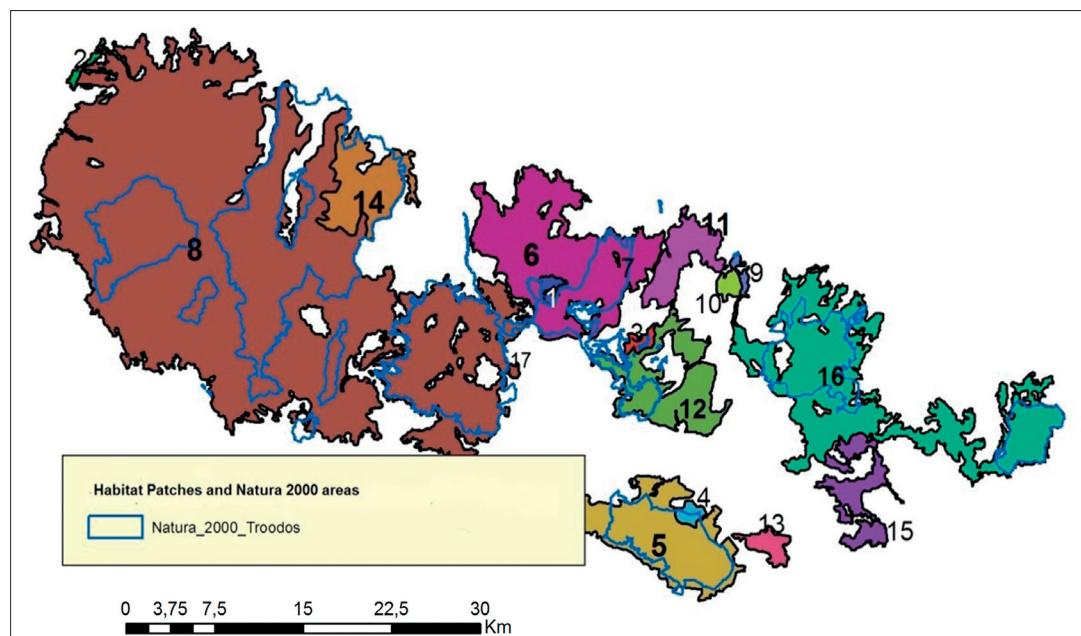


Figure 5 – Natura 2000 areas and the 17 land parcels evaluated.

it can be significantly improved. The species current rarity status can have multiple causes including genetics, predation, competition, disturbance, without any link to the spatial structure of its habitat. Even if at present there is no evidence to suggest the latter, its population size can only be further aggravated by future habitat loss or fragmentation. Therefore this attempt should be seen in the context of strengthening future conservation efforts for maintain the existing population.

Conclusions: management & policy implications

Restoring landscape connectivity is a way to maintain ecologically functional landscapes in the short term but also advocated as an appropriate strategy for ecological adaptation to climate change (Heller & Zavaleta 2009; Schloss *et al.* 2012). This is the first study which identified the most likely pathways for dispersing of Cyprus whip snake from larger cores to smaller ones, while at the same time evaluated the functional role of all habitat patches, in an area where the species is mostly recorded, based on a range of attributes. As such it is intended to facilitate regional conservation planning that promotes the long term conservation of one of Cyprus most elusive species. Designation of Nature 2000 in Cyprus did not take into account at its inception endangered reptiles. However, based on the modeling results herein, we would suggest the inclusion of larger areas in the Natura 2000 Network within Paphos Forest and Adelfoi Forest which would offer better protection in the long term. The suitable areas for the species identified in this study, are considered the most important in terms of landscape connectivity. In addition to the continuation of species monitoring work, there is a need for any management plan established to take into account the improvement of habitat and the suitability of the connected habitat patches. Therefore, management measures, coupled with in situ observations to assess disturbance, should strengthen the areas where LCPs and irreplaceable lateral links were identified in the analysis increasing natural colonization probabilities. An alternative would be to manage ‘habitat patches’ core areas as an entity and ensure that habitat quality is maintained throughout i.e. apply coherent/coordinated conservation actions

within and beyond the boundaries of Natura 2000 sites (Vogiatzakis *et al.* 2015).

The replicable nature of both approaches employed, allows changes resulting from habitat alteration and landscape change to be modeled and assessed. In addition, the method can be significantly improved as new information emerge about species requirements, dispersal abilities and sensitivity to disturbance.

Acknowledgements

The authors would like to thank Mr. H. Nicolaou and Mr. F. Baier who shared their species distribution records. These two colleagues together with Dr. P. Lymerakis, Dr. S. Sfendourakis, Dr. P. Pafilis, Dr. G. Tryfonopoulos, Dr. S. Zotos, Mrs. K. Svana, kindly responded to our questionnaire. Mr. V. Trigkas, Mr. A. Kyriakou, Mr. A. Antoniou and Mrs. A. Papatheodoulou, provided valuable advice at various stages of this work. We are grateful to all the above mentioned colleagues.

References

- Andren H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Arfan M., Pe'er G., Bauch B., Settele J., Henle K., Klenke R., 2018. Evaluating Presence Data versus Expert Opinions to Assess Occurrence, Habitat Preferences and Landscape Permeability: A Case Study of Butterflies. *Environments* 5(3): 36; doi:10.3390/environments5030036
- Attum O., Lee Y. M., Roe J. H., Kingsbury B.A., 2008. Wetland complexes and upland-wetland linkages: landscape effects on the distribution of rare and common wetland reptiles. *Journal of Zoology* 275: 245-251.
- Baier F., Sparrow D.J., Wield H.J., 2013. *The Amphibians and Reptiles of Cyprus*. 2nd revised and updated edition. Chimaira. Germany.
- Baier F., Nicolaou H., Rödder D., 2014. A species distribution model for the endemic Cyprus whip snake (*Hierophis cypriensis*) is consistent with a transient period isolated evolution in the Troodos Range. *The Herpetological Journal* 24: 175-180.
- Bodin O., Saura S., 2010. Ranking individual habitat patches as connectivity provides: integrating network analysis and patch removal experiments. *Ecological Modelling* 221: 2393-2405.
- Bunn A. G., Urban D.L., Keitt T.H., 2001. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59: 265-278.

- Carranza M.L., D'Alessandro E., Saura S., Loy A., 2012. Connectivity providers for semi-aquatic vertebrates: the case of the endangered otter in Italy. *Landscape Ecology* 27: 281-29.
- Council of the European Community, 1992. Council Directive 92/43 EEC of 21 May on the conservation of natural habitats and wild fauna and flora. *Official Journal of the European Communities*.
- Commission of the EC (European Communities), 2010. *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: options for an EU vision and target for biodiversity beyond 2010*.
- Cushman S.A., McGarigal K., Neel M., 2008. Parsimony in landscape metrics: strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators* 8: 691-703.
- Delipetrou P., Makhoumi J., Dimopoulos P., Georgiou K., 2008. Cyprus. p. 170–203 In: Vogiatzakis I. N., Pungetti G., Mannion A. M. (eds.). *Mediterranean Island Landscapes*. 369 p.
- Debinski D.M., Holt R.D., 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342-355.
- Estreguil C., Caudullo G., de Rigo D., Whitmore C., San-Miguel-Ayanz M., 2012. Reporting on European Forest Fragmentation: Standardized Indices and Web Map Services. Articles, *Forest Resource Information*.
- European Commission, 1994. CORINE land cover technical guide. Report EUR 12585EN, Office for Official Publications of the European Community, Luxembourg: 144 p.
- Fahrig L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 34: 487-515.
- Fahrig L., 2017. Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 48: 1-23.
- Fischer J., Lindenmayer D.B., 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.
- Gray C.L., Hill S.L., Newbold T., Hudson L.N., Börger L., Contu S., Hoskins A.J., Ferrier S., Purvis A., Scharlemann J.P., 2016. Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications* 7.
- Hadad N.M., Tewksbury J.J., 2005. Low-quality habitat corridors as movement conduits for two butterfly species. *Ecological Applications* 15: 250-257.
- Heller N.E., Zavaleta E.S., 2009. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142: 14-32.
- Jaramillo-Legorreta A., Rojas-Bracho L., Read Jr., AJRLB, Reeves R.R., Ralls K., Taylor B.L. (2007). Saving the vaquita: immediate action, not more data. *Conservation Biology* 21: 1653-1655.
- Klug P.E., Wisely S.M., 2011. Population genetic structure and landscape connectivity of the Eastern Yellowbelly Racer (*Coluber constrictor flaviventris*) in the contiguous tallgrass prairie on northeastern Kansas, USA. *Landscape Ecology* 26: 281-294.
- LaRue A.M., Nielsen K.C., 2008. Modelling potential dispersal corridors for cougars in Midwestern North America using least-cost path methods. *Ecological Modelling* 212: 372-381.
- Larkin J.L., Maehr D.S., Hoctor T.S., Orlando M.A., Whitney K., 2004. Landscape linkages and conservation planning for the black bear in west-central Florida. *Animal Conservation* 7: 23-34.
- Louca M., Vogiatzakis I.N., Moustakas A., 2015. Modelling the combined effects of land use and climatic changes: coupling bioclimatic modelling with markov-chain cellular automata in a case study in Cyprus. *Ecological Informatics* 30: 241-249.
- Mantyka-Pringle C.S., Martin T.G., Rhodes J.R., 2012. Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. *Global Change Biology* 18: 1239-1252.
- Mazaris A.D., Papanikolaou A.D., Barbet-Massin M., Kallimanis A.S., Jiguet F., Schmeller D.S., Pantis J.D., 2013. Evaluating the connectivity of a protected areas' network under the prism of global change: the efficiency of the European Natura 2000 network for four birds of prey. *PLOS One*, 8(3), p.e59640.
- McGarigal K., Tagil S., Cushman S.A., 2009. Surface metrics: An alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure. *Landscape Ecology* 24: 433-450.
- Médail F., Diadema K., 2009. Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. *Journal of Biogeography* 36: 1333-1345.
- Noss R.F. (1983). A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33: 700-706.
- Pascual-Hortal L., Saura S., 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21: 959-967.
- Pe'er G., Henle K., Dislich C., Frank K., 2011. Breaking functional connectivity into components: a novel approach using an individual-based model, and first outcomes. *PLoS One* 6(8):e22355.
- Pereira M., Segurado P., Neves N., 2011. Using spatial network structure in landscape management and planning: a case study with pond turtles. *Landscape and Urban Planning* 100: 67-76.
- Piersa T., 2011. From spoonbill to Spoon-billed Sandpiper: the perceptual dimensions to the niche. *Ibis* 153: 659-661.
- Pinto N., Keitt T.H., 2009. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology* 24: 253-266.
- Rands M.R., Adams W.M., Bennun L., Butchart S.H., Clements A., Coomes D., Entwistle A., Hodge I., Kapos V., Scharlemann J.P., Sutherland W.J., 2010. Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. *Science* 329: 1298-1303.
- Saura S., Pascual-Hortal L., 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83: 91-103.
- Sawyer S. C., Epps C. W., Brashares J. S., 2011. Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology* 48: 668-678.
- Schutz A.J., Driscoll D.A., 2008. Common reptiles unaffected by connectivity or condition in a fragmented farming landscape. *Austral Ecology* 33: 641-652.
- Schloss C.A., Nuñez T.A., Lawler J.J., 2012. Dispersal will limit ability of mammals to track climate change in the Western Hemisphere. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109: 8606-8611.
- Scolozzi R., Geneletti D., 2012. Assessing habitat connectivity for landuse planning: a method

- integrating landscape graphs and Delphi survey. *Journal of Environmental Planning and Management* 55: 813-830.
- Urban D.L., Keitt T.H., 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic approach. *Ecology* 82: 1205-1218.
- Verheyen G., De Bruyn L., Adriaensen F., Matthysen E., 2003. Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landscape Ecology* 18: 791-805.
- Vogiatzakis I.N., Stirpe M.T., Rickebusch S., Metzger M.J., Xu G., Rounsevell M.D., Bommarco R., Potts S.G., 2015. Rapid assessment of historic, current and future habitat quality for biodiversity around UK Natura 2000 sites. *Environmental Conservation* 42: 31-40.
- Vogiatzakis I.N., Manolaki P., Zomeni M., Zotos S., 2016. Habitats. In: Sparrow, D. and John, E. (eds). *An Introduction to the Wildlife of Cyprus*. 24-39 p.
- Vos C.C., Berry P., Opdam P., Baveco H., Nijhof B., O'Hanley J., Bell C., Kuipers H., 2008. Adapting landscapes to climate change: examples of climate proof ecosystem networks and priority adaptation zones. *Journal of Applied Ecology* 45: 1722-1731.
- Wang I.J., Savage W.K., Bradley Shaffer H., 2009. Landscape genetics and least-cost path analysis reveal unexpected dispersal routes in the California tiger salamander (*Ambystoma californiense*). *Molecular Ecology* 187: 1365-1374.
- Watts K., Handley P., 2010. Developing a functional connectivity indicator to detect change in fragmented landscapes. *Ecological Indicators* 10: 552-557.
- Watts K., Eycott A.E., Handley P., Ray D., Humphrey J.W., Quine P.C., 2010. Targeting and evaluating biodiversity conservation action within fragmented landscapes: an approach based on generic focal species and least-cost networks. *Landscape Ecology* 25: 1305-1318.
- Watson J.E., Shanahan D.F., Di Marco M., Allan J., Laurance W.F., Sanderson E.W., Mackey B., Venter O., 2016. Catastrophic Declines in Wilderness Areas Undermine Global Environment Targets. *Current Biology* 26 (21): 2929-2934.
- Wilkinson N.M., Duc L., 2017. Rank aggregation of local expert knowledge for conservation planning of the critically endangered saola. *Conservation Biology* 31: 625-634.
- WWF, 2016. *Living Planet Report 2016. Risk and resilience in a new era*. WWF International, Gland, Switzerland.
- Zotos S., Vogiatzakis I.N. (2018) CyROS Towards a common methodological framework for roadkills recording in Cyprus. *Ecologia Mediterranea* 44: 109-114.

Effets d'une crue sur la banque de semences du sol des habitats riverains dans les Alpes du Sud, France

Impacts of a flood on the seed bank of riparian habitats in the Southern Alps, France

Stéphanie HUC^{1,*}, Arne SAATKAMP², Frédéric JACOB³, Sylvain ABDULHAK¹

1. Conservatoire botanique national alpin, Domaine de Charance, 05000 Gap, France

2. Aix Marseille Université, Avignon Université, CNRS, IRD, UMR IMBE, Marseille, France

3. Centre d'ingénierie hydraulique, Département Développement Durable, Savoie Technolac, 73373 Le Bourget-du-Lac Cedex, France

* Auteur correspondant : s.huc@cbn-alpin.fr

Received: 22 March, 2019; First decision: 10 April, 2019; Revised: 12 June, 2019; Second decision: 13 June, 2019;
Revised: 22 June, 2019; Accepted: 24 June, 2019 - associate editor François Mesléard

Résumé

Les banques de semences du sol jouent un rôle primordial pour le maintien de la diversité des communautés des bords de cours d'eau. Or des crues importantes avec un charriage de matériaux peuvent les altérer. Pour quantifier cet effet, nous avons étudié les différences en termes de composition floristique et de diversité spécifique de la banque de semences avant et après crues d'une rivière à régime alpin en marge de la région méditerranéenne : la Durance. Dans le cadre de travaux sur une installation hydro-électrique, l'exploitant a réalisé des lâchers d'eau importants générant des crues contrôlées. Afin de mesurer l'effet sur la banque de semences du sol, nous avons prélevé 30 échantillons de sol sur quatre sites, dont un témoin. Les échantillons ont été mis en culture en conservant la stratification du sol et les germinations ont été suivies pendant les trois années consécutives aux prélèvements.

L'effet de la crue sur la richesse et la composition spécifique du stock semencier est marqué.

La richesse spécifique diminue après crue puis augmente au bout d'une année. On constate une dissimilarité du cortège d'espèces avant et après crue. Cette étude montre le potentiel de restauration de la banque de semences dans différentes profondeurs du sol.

*L'échantillonnage confirme la présence d'une espèce rare, *Centaureum favargeri*, dans la banque de semences du sol. Cette espèce est historiquement présente dans deux des quatre sites étudiés. Les différents épisodes de crue sur la Durance peuvent expliquer le caractère d'espèce à éclipse (espèce qui disparaît puis réapparaît quand les conditions bioclimatiques deviennent favorables).*

L'étude comparative de la végétation observée et de la végétation potentielle montre une grande dissimilarité : le potentiel semencier dormant est très important et son expression dépend des facteurs environnementaux. Il contient tous les cortèges floristiques possibles sous forme de graines en un même lieu alors qu'une part infime des espèces s'observe sur le terrain.

Mots clés : germination, *Centaureum favargeri*, composition spécifique, résilience.

Keywords: germination, *Centaureum favargeri*, specific composition, resilience.

Abstract

*Soil seed banks play a pivotal role in maintaining the diversity of riverine plant communities. However, large floods with a thrust of materials can strongly alter seed bank. To quantify this effect, we studied the differences in floristic composition and species diversity of seed bank before and after floods of an alpine river at the edge of the Mediterranean region : the Durance. Due to construction works on a hydroelectric plant upslope in the Durance valley, the operator released significant amounts of water generating controlled floods. In order to measure the effect on the seed bank of the soil, we collected 30 soil samples from four sites including a control site without flooding. Samples were cultivated in a non-heated greenhouse while maintaining soil stratification. Germination was monitored during three consecutive years. Statistical analyses highlight the effect of the flood on the abundance and the specific composition of the soil seed bank. Analysis of variance showed a marked flood effect. Species richness decreased sharply after flooding and then increased back after one year. Dissimilarity in community composition before and after flood appeared with new species, typical of the different abiotic conditions of the Durance River watershed. This study underlines the potential of the seed bank of different depths of soil to restore vegetation after floods. Interestingly, our study also revealed the presence of seeds of a rare species, *Centaurium favargeri*, in the seed bank of the soil in two sites, where it was historically present but extinct nowadays. Comparing the established vegetation with the soil seed bank showed a great dissimilarity, with an important diversity of species in the soil seed bank that did not appear in the established vegetation pinpointing the role of environmental factors for germination and establishment.*

Version anglaise abrégée

Studies about soil seed banks show their importance for regeneration of natural habitats, especially meadows of floodplains (Hölzel and Otte 2001; Hölzel and Otte 2004). Floods are recurrent and major disturbances for functioning of this vegetation type. Among the large amounts of seeds in the soil (Roberts 1981), seed banks also include many seeds present in the soil, that are non-germinated but still able to germinate and contribute plants that may have disappeared from above ground (Baker 1989). The importance of soil seed banks varies with habitat types and is especially important in riparian habitats (Hopfensberger 2007). However, the dynamic of soil seed banks in response to floods is still poorly understood. Hence, we propose

to study the spatio-temporal evolution of the soil seed bank composition during controlled floods linked to the hydraulic management of a river.

The study deals with the alpine river Durance in South-Eastern France. Its upstream flooding regime is Alpine with strong spring floods, while its downstream part is influenced by Mediterranean autumn and winter rains. Durance River has been used by many industrial infrastructures since the 19th century until now, in particular with the Durance canal which supplies hydroelectric plants. In 2011, sealing works done by the operator resulted in backflow of water into the old riverbed that usually flowed in the canal. This diversion caused important floods possibly affecting the riparian vegetation. We studied the soil seed bank before and after the flood events on 4 sites out of which one was a control without flood (Figure 1). We also choose these sites to check the presence of a patrimonial species with an ecliptical behavior, *Centaurium favargeri*. For the sampling of the soil seed banks, we took thirty 15 cm soil cores from each site and divided them in 3 strata (0-5, 5-10 and 10-15 cm). Each stratum was placed in a greenhouse under a veil in order to avoid any external seed pollution (Figure 2). We then monitored germinations during 3 years.

In total, 885 individuals germinated. They belonged to 85 different species (Table 1). Germinations were more numerous during the first year of monitoring (74.4%) than during the second year (9.7%) or the third year (14.9%). The ANOVA showed a flood effect on the 3 flooded sites : the specific richness of sites B, C and D decreased after the flood (Figure 3). Moreover, Multiple Correspondence Analysis (MCA) revealed a floristic composition that was different for the control sample site A (Figure 4.a) and differing compositions for sites B, C and D different before and after the flood. (Figure 4.a). The 2 superficial strata (between 0 and 10 cm) were more impacted by the flood than the deepest stratum (Figures 5 and 6).

The flood caused an alteration in the proportion of biologic types: phanerophyte plants decreased by 10%, hydrogeophyte and helophyte plants disappeared and therophyte plants increased by 10%. Moreover, the patrimonial species *Centaurium favargeri* was identified in 2 samples (on site C after flood and on site D before flood) though it had not been seen since 2007. This study highlights

the importance of the soil seed bank for conservation of rare pioneer plants. Moreover, our data reveal important differences in terms of composition between the established vegetation and the soil seed bank. An important plant diversity is present in the soil seed bank and can potentially be expressed in future favorable environmental conditions.

Introduction

La végétation associée aux rivières européennes est très hétérogène, riche en espèces et soumise à une destruction massive depuis le XVIII^e siècle (Hohensinner *et al.* 2004). Les études sur la banque de semences du sol des prairies inondées riveraines montrent l'importance de ce compartiment dans leur capacité de régénération (Hölzel & Otte 2001 ; Hölzel & Otte 2004). La banque de semences du sol a par ailleurs été identifiée comme un élément clé dans la restauration d'une grande diversité d'autres habitats naturels (Bossuyt & Honnay 2008 ; Von Blanckenhagen & Poschold 2005). Les crues font partie des perturbations récurrentes dans les complexes de végétation riverains. Cependant, nous manquons de connaissances sur la dynamique de la banque de semences du sol lors de crues ou d'inondations (Hölzel & Otte 2001 ; Hölzel & Otte, A 2004).

La banque de semences du sol correspond à l'ensemble des graines viables non germées présentes dans le sol (Roberts 1981) et qui sont capables de remplacer des plantes adultes disparues pour différentes raisons (Baker 1989). Des espèces formant une banque de semences du sol ont été mises en évidence dans de nombreux habitats comme les forêts tempérées (Warr *et al.* 1994), les sols cultivés (Hopkins & Parker 1984 ; Saatkamp *et al.* 2009 ; Saatkamp *et al.* 2011), les marais (Van der Valk *et al.* 1992), les landes (Willems & Bik 1998), les pannes dunaires (Valentin *et al.* 1998), les zones humides (Cattau *et al.* 2009) et les pelouses calcicoles (Delescaille 2000). L'importance de la banque de semences est variable selon les habitats (Hopfensberger 2007). Par ailleurs, les stades de succession et le temps écoulé depuis la dernière perturbation influent très fortement sur l'abondance des graines dans le sol (Hölzel & Otte 2004). L'étude de la banque de semences pour les complexes de végétation riverains nécessite ainsi la prise en compte de la profondeur et

de la dynamique spatio-temporelle de l'abondance des graines dans le sol.

La banque de semences du sol revêt dans la plupart des cas une importance considérable pour maintenir la biodiversité végétale. Elle garantit, en partie, la réinstallation naturelle de la végétation suite à des perturbations (Grime 1981) ainsi que la résilience écologique d'un milieu (Diawara 2012). La régénération des communautés végétales après perturbation naturelle ou artificielle dépend en effet, le plus souvent, du stock de graines viables présentes dans le sol. Après perturbation, l'estimation de la banque de semences du sol peut permettre d'évaluer le potentiel de régénération (Tracy & Sanderson 2000).

Les banques de semences du sol sont classifiées en deux groupes qui sont fonction non seulement de la durée de vie des graines mais aussi des taux de germination (Thompson & Grime 1979 ; Walck *et al.* 2005). (1) Les banques de graines transitoires dans lesquelles on distingue le type I composé d'espèces dont les graines ne persistent dans le sol que de la date de dispersion à la saison de germination suivante et le type II dont les graines à germination rapide colonisent généralement les trouées au printemps. Elles possèdent une durée de vie variable : c'est, par exemple, le cas de *Typha minima* en bord de cours d'eau (Atwater 1980). (2) Les banques de semences persistantes se maintiennent au-delà de la deuxième saison de germination. On distingue le type III représenté par les espèces à graines peu longévives, dites persistantes à court terme, dont la durée de vie est d'un à cinq ans et le type IV qui correspond aux espèces à graines persistantes à long terme pour lesquelles la durée de vie dépasse les cinq ans (Baker 1989 ; Thompson & Fenner 1992). C'est le cas de *Chenopodium album* qui peut survivre dans le sol plus d'une vingtaine d'années (Chepil 1946).

La banque de semences se compose à la fois du stock en place, de la pluie de graines issues des végétations avoisinantes et des graines véhiculées par la perturbation. Dans le cas d'une crue, on observe soit des effets érosifs soit des dépôts de matériaux fins selon les secteurs. Ces phénomènes sont variables dans l'espace et dans le temps selon que l'on se situe en début ou en fin de crue. Lors de cette perturbation, la partie superficielle du sol est décapée et souvent recouverte de nouveaux apports laissés par les hautes eaux. Dans ce contexte, on peut présumer des différences

entre la composition de la banque de semences et la végétation exprimée par l'inventaire de terrain.

Nous avons ici étudié les changements de la composition de la banque de semences du sol en fonction de la perturbation créée lors de crues « contrôlées », en lien avec la gestion de l'hydraulique d'un cours d'eau au travers de deux questions : (i) La banque de semences du sol est-elle identique avant et après crue, dans les différentes profondeurs du sol ? (ii) Quelles différences de richesse spécifique observe-t-on entre la végétation exprimée et celle potentielle correspondant aux graines viables présentes dans le sol ?

Méthodes

Zone d'étude

La Durance est une rivière alpine qui prend sa source vers 2 400 m d'altitude dans les Hautes-Alpes, près de la frontière italienne. Elle se jette dans le Rhône près d'Avignon. L'une des originalités de ce cours d'eau réside

dans sa pente forte d'environ 0,33 % sur son cours moyen. Son cours amont situé en haute montagne est soumis au régime hydrique alpin. Plus en aval, après la commune de Sisteron, la Durance présente un régime méditerranéen, caractérisé par des crues printanières et surtout automnales. Elle présente ainsi des paysages contrastés. La Durance conserve un cheminement en tresse sur la plupart de son cours malgré les nombreux aménagements réalisés depuis le XIX^e siècle : le canal de la Durance qui alimente des usines hydroélectriques en est un exemple. En 2011, les travaux d'étanchéité du canal entrepris par EDF ont nécessité de restituer dans la Durance le débit transitant en temps normal par ce canal, provoquant un régime de hautes eaux. Cette mise en crue correspondant à des déversés de 60 à 120 m³/s selon les sites joue un rôle sur les groupements végétaux de bords de cours d'eau et sur la résilience des espèces végétales après une telle perturbation. Afin de mesurer les effets potentiels de cette crue programmée, qui a eu lieu de mai à octobre 2011, l'étude de la banque de semences du sol a été entreprise avant et après perturbation sur quatre sites situés en aval du barrage (figure 1).

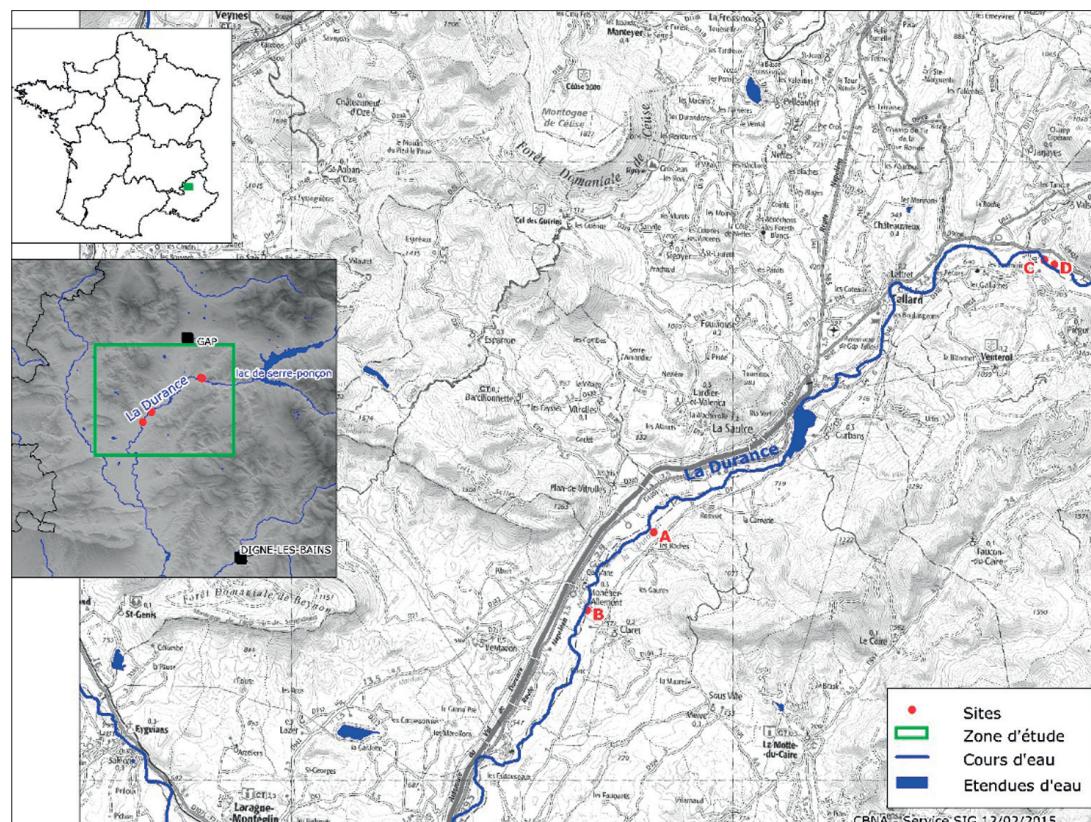


Figure 1 – Localisation des quatre sites étudiés le long de la Durance.

Figure 1 – Location of four studied sites along the Durance.

Les sites étudiés sont des bancs alluvionnaires de galets colmatés ou recouverts de dépôts limoneux, plus ou moins secs, caractérisés par des cycles de rajeunissement courts. Le site A (témoin, non touché par la crue) est composé de dépôts limoneux sur alluvions grossières du lit majeur, colonisés essentiellement par des roseaux (*Phragmites australis*). Le site B est caractérisé par des alluvions plus caillouteuses colonisées par des hautes herbes (*Lythrum salicaria*, *Elytrigia campestris*) et piquetées de plusieurs espèces de *Salix*, de *Populus nigra* et de *Hypophaë rhamnoides*. Le site C est composé de dépôts limoneux, colonisés par *Lythrum salicaria* et *Salix purpurea*. Le site D est composé de dépôts limoneux établis dans une clairière au sein d'une ripisylve à *Populus nigra*, occupée par des suintements à *Agrostis stolonifera* et une végétation plus sèche de friche. Les sites C et D ont connu leur pic de crue le 25 juin 2011 avec $120 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ alors que le site B a subi un pic d'une quinzaine de jours, du 20 septembre au 6 octobre 2011 avec seulement $60 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Matériel et méthodes

La banque de semences du sol a été étudiée sur des échantillons de strates de sol prélevés *in natura*. Ces échantillons, extraits par carottage, ont ensuite été fractionnés en strates, puis mis en culture. Les germinations ont ensuite fait l'objet d'un suivi. La méthode utilisée est communément employée (Hölzel & Otte 2004 ; Roberts 1981 ; Catteau *et al.* 2009). Elle permet de réaliser un suivi sur plusieurs années et ainsi de prendre en compte l'effet « longue dormance » de certaines espèces (Van der Valk & Davis 1976). Cependant, cette méthode est susceptible de sous-estimer la banque de semences en raison de la fraction de sol prélevé relativement réduite.

Les prélèvements de sol ont été effectués à l'aide d'une tarière de 5 cm de diamètre sur une profondeur de 15 cm. Les échantillons ont ensuite été mis en bacs de germination, séparés par des plaques de plexiglas dans lesquels la stratification du sol est conservée (0-5 cm, 5-10 cm et 10-15 cm). Dans le but d'obtenir la représentation la plus complète possible de la banque de semences, les bacs

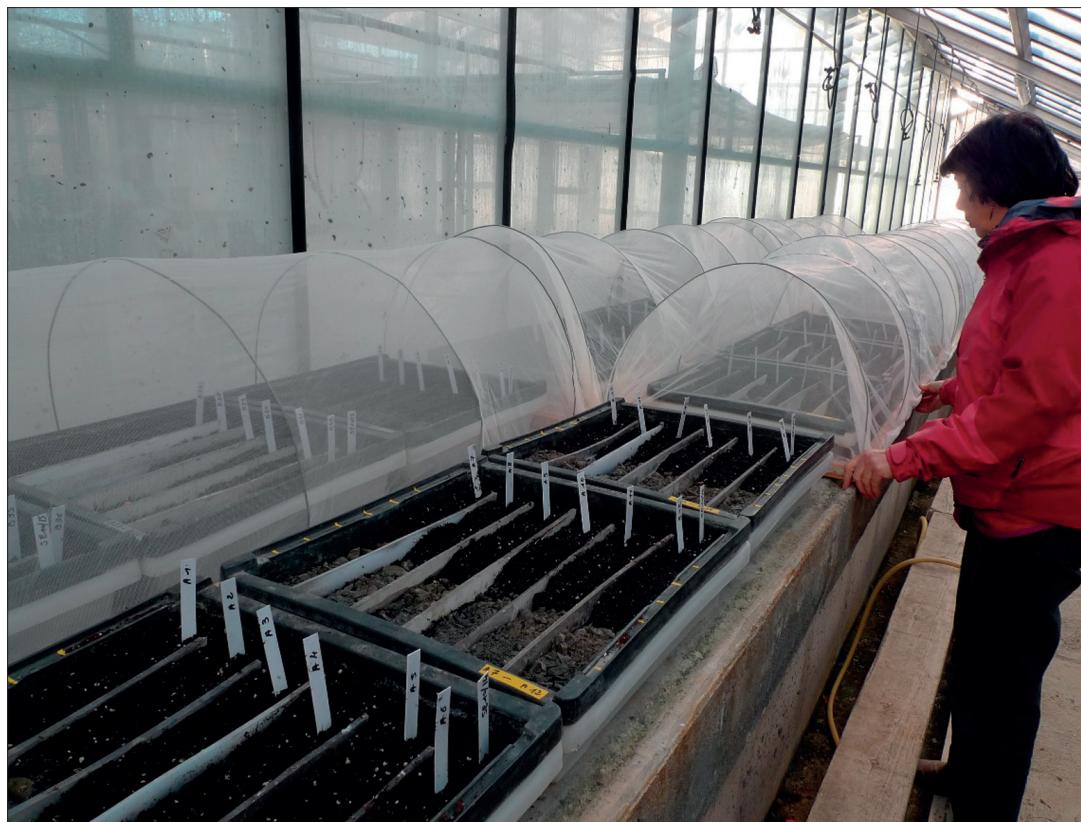


Figure 2 – Mise sous protection de l'expérimentation.
Figure 2 – Put under protection of experimentation.

ont été placés sous serre dans des conditions favorables à la germination et arrosés une à deux fois par semaine afin de maintenir le sol constamment humide. Des voiles ont été placés sur les échantillons afin d'éviter toute pollution par des graines extérieures à l'étude (figure 2). Les germinations ont été recensées par échantillon tous les deux ou trois jours, du mois de mars au mois de novembre. Certaines plantules n'ont pu être identifiées qu'au niveau du genre, C'est notamment le cas pour *Typha sp.* et de *Juncus sp.* Les germinations ont été suivies durant trois années pour les prélèvements avant crue (2010) et pendant la même durée pour les prélèvements après crue (2012), soit un total de 240 échantillons : 30 échantillons par site sur quatre sites et deux dates de prélèvement. Les germinations ont été retirées après détermination afin d'éviter la compétition inter ou intra-spécifique.

Échantillonnage

Avant crue, quatre sites ont été échantillonnés en bord de Durance. Le choix des sites est lié à la présence passée d'une espèce patrimoniale, protégée en région Provence-Alpes-Côte d'Azur : *Centaureum favargeri*. Il s'agit d'une espèce classée « en danger d'extinction » sur la liste rouge UICN de la flore menacée de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Cette espèce se développe sur des dépôts humides riches en limons des bords de rivières. En France, elle n'a été recensée que dans deux stations seulement des bords de la Durance, où elle n'a toutefois pas été revue depuis 2008 (Fort 2010). La crue importante de 2008 pourrait expliquer son absence actuelle. *Centaureum favargeri* est une plante bisannuelle à caractère pionnier et dont les stations sont souvent fugaces. Sur les quatre stations historiques de *Centaureum favargeri*, les prélèvements ont été réalisés sur un espace de 25 m² (5 m × 5 m) dans lequel on a retiré 30 sous-unités de 0,8 m² (1 m × 0,8 m) selon un plan d'échantillonnage systématique.

Inventaire botanique

Le relevé floristique a été mené dans les échantillons de 25 m² des quatre sites étudiés durant le mois de juin, période optimale pour la végétation. Il permet de comparer la végétation exprimée avec la végétation potentielle de la banque de semences.

Les données

Le jeu de données est organisé en cinq paramètres : le nom du site (A, B, C et D), la profondeur de l'échantillon (S1 = 0-5 cm, S2 = 5-10 cm, S3 = 10-15 cm), l'année de suivi (A1, A2, A3), la période de prélèvement (C0 = avant crue ou C1 = après crue) et le nom des taxons germés.

Analyses

Seules les observations faites au rang spécifique ont été analysées. L'effet de la crue sur la richesse spécifique a été testé par des analyses de variance (ANOVA).

Afin de comparer les espèces présentes dans la banque de semences du sol et dans l'inventaire botanique, nous avons utilisé l'indice de Sørensen (Cs) et de Jaccard (J) en tenant compte de la présence ou de l'absence des espèces selon les formules suivantes :

$$\text{Indice de Sørensen} : Cs = (2 \cdot J) / (a + b)$$

J : nombre d'espèces communes aux 2 relevés
a : nombre d'espèces présentes dans la banque de semences du sol après crue

b : nombre d'espèces présentes dans le relevé de végétation

$$\text{Indice de Jaccard} : J = a / (a + b + c)$$

a : nombre d'espèces communes entre les 2 relevés

b : nombre d'espèces uniques dans le premier relevé

c : nombre d'espèces uniques dans le second relevé

Ces deux indices varient entre 0 et 1, plus le résultat est proche de 1 et plus les échantillons sont similaires.

Enfin, une analyse des correspondances multiples (réalisée sous R avec ade4) a été utilisée pour tester l'importance ces variables.

Résultats

Composition de la banque de semences du sol avant et après crue

Au total, 885 individus ont germé, appartenant à 85 espèces différentes (tableau 1). Parmi les espèces déterminées, on trouve quatre espèces exotiques envahissantes (*Solidago gigantea*, *Sympyotrichum x salignus*, *Buddleja davidii*

Table 1 – Liste des espèces végétales présentes sur les quatre sites (A, B, C et D), avant (C0) et après (C1) crue et dans les trois strates (S1 : 0-5 cm ; S2 : 5-10 cm ; S3 : 10-15 cm).
 Table 1 – List of plant species present at the four sites (A, B, C and D), before (C0) and after (C1) flood and in the three strata (S1: 0-5 cm; S2: 5-10 cm; S3 10-15 cm).

| Taxons | A | | | | B | | | | C | | | | D | | | | | |
|---|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 |
| <i>Agrostis stolonifera</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Atriplex prostrata</i> Boucher ex DC., 1805 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Blackstonia acuminata</i> (W.D.J.Koch & Ziz) Domin, 1933 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Buddleja davidii</i> Franch., 1887 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Carex flacca</i> Schreb., 1771 | X | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Carex</i> sp. | X | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Carex viridula</i> Michx., 1803 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Centaurium favargeri</i> Zeitner, 1970 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Centaurium pulchellum</i> groupe | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Characées | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Chenopodium album</i> L., 1753 | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten., 1838 | | | | | | | | X | | | | | | | | | | |
| <i>Clematis vitalba</i> L., 1753 | | | | | | | | | X | | | | | | | | | |
| <i>Cornus sanguinea</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | X | | | | | | |
| <i>Crepis foetida</i> subsp. <i>rhaedifolia</i> (M.Bieb.) Celak., 1871 | | | | | | | | | | | | | X | | | | | |
| Cyperacées | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Daucus carota</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | X | | | | | |
| dicotylédones indéterminées | | | | | | | | | | | | | X | | | | | |
| <i>Epilobium hirsutum</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | X | | | | | |
| <i>Equisetum arvense</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | X | | | | | |
| <i>Erigeron canadensis</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | X | | | | | |
| <i>Eupatorium cannabinum</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | X | | | | | |
| <i>Hypericum perforatum</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | X | | | | | |
| <i>Juncus alpinoarticulatus</i> subsp. <i>fuscoater</i> (Schreb.) O.Schwarz, 1949 | | | | | | | | | | | | | | X | | | | |
| <i>Juncus articulatus</i> L., 1753 | X | X | | | | | | | | | | | X | | | | | |
| <i>Juncus</i> sp. | X | | | | | | | | | | | | X | | | | | |

| Taxons | A | | | | | | | | | | | | | | | | B | | | | | | | | | | | | | | | | C | | | | | | | | | | | | | | | | D | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--|--|--|--|--|--|---|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Juncus inflexus</i> L., 1753 | X | | | | | | X | X | X | | | | X | X | X | | | | X | X | X | | | | X | | | X | X | X | | | | X | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lactuca saligna</i> L., 1753 | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lactuca serriola</i> L., 1756 | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lamium amplexicaule</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Linum catharticum</i> L., 1753 | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lotus glaber</i> Mill., 1768 | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lotus maritimus</i> L., 1753 | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lythrum salicaria</i> L., 1753 | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Medicago lupulina</i> L., 1753 | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Melilotus albus</i> Medik., 1787 | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Mentha aquatica</i> L., 1753 | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| monocotylédones indéterminées | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Odontites luteus</i> (L.) Clairv., 1811 | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Odontites vernus</i> subsp. <i>serotinus</i> (Coss. & Germ.) Corb., 1894 | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Oenothera pycnocarpa</i> G.F.Atk. & Bartlett, 1913 | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Papaver rhoes</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud., 1840 | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Picris hieracioides</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Plantago semperflorens</i> Crantz, 1766 | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Poacées | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Poa compressa</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Poa pratensis</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Poa trivialis</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Polygala exilis</i> DC., 1813 | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Polygonum viridis</i> (Gouan) Breistr., 1966 | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Populus alba</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Populus nigra</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Populaca oleracea</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Potamogeton coloratus</i> Hornem., 1813 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| Taxons | A | | | | | | | | | | | | B | | | | | | | | | | | | C | | | | | | | | | | | | D | | | | | | | | | | | |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 | C0 S1 | C0 S2 | C0 S3 | C1 S1 | C1 S2 | C1 S3 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Potentilla sanguisorba</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | x | | | | | | | | | | | | x | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ptychosperma saxifraga</i> (L.) Loret & Barandon | | | | | | | x | x | | | | | x | x | x | | | | | | | | | | x | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pulicaria dysenterica</i> (L.) Bernh., 1800 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rubus caesius</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rumex conglomeratus</i> Murray, 1770 | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Salix alba</i> L., 1753 | x | x | x | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Salix caprea</i> L., 1753 | x | x | x | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Salix cinerea</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Salix purpurea</i> L., 1753 | x | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Salix</i> sp. | x | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Salix triandra</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Samolus valerandi</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Scabiosa triandra</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják, 1972 | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Senecio vulgaris</i> L., 1753 | | | | | | | x | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Setaria italica</i> subsp. <i>viridis</i> (L.) Thell., 1912 | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Solidago gigantea</i> Aiton, 1789 | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sonchus asper</i> (L.) Hill, 1769 | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sonchus oleraceus</i> L., 1753 | x | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Symphytum x salignum</i> (Willd.) G.L.Nesom, 1995 | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Taraxacum officinale</i> groupe | x | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Teucrium</i> sp. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Trifolium repens</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Typha</i> sp. | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Urtica dioica</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | x | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Veronica anagallis-aquatica</i> groupe | x | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Veronica arvensis</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | x | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Veronica beccabunga</i> L., 1753 | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Verbena officinalis</i> L., 1753 | | | | | | | | | | | | | x | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Vicia</i> sp. | | | | | | | | | | | | | x | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

et *Erigeron canadensis*) et une espèce patrimoniale (*Centaurium favargeri*). L'année 1 correspond à 75,4 %, l'année 2 à 9,7 % et l'année 3 à 14,9 % des germinations dans les échantillons de sol.

Le site témoin A présente les indices de Sorensen et de Jaccard les plus proches de 1 (Sorensen : 0,63 ; Jaccard : 0,77), alors que le site B présente la plus grande variabilité (Sorensen : 0,44 ; Jaccard : 0,61). Les sites

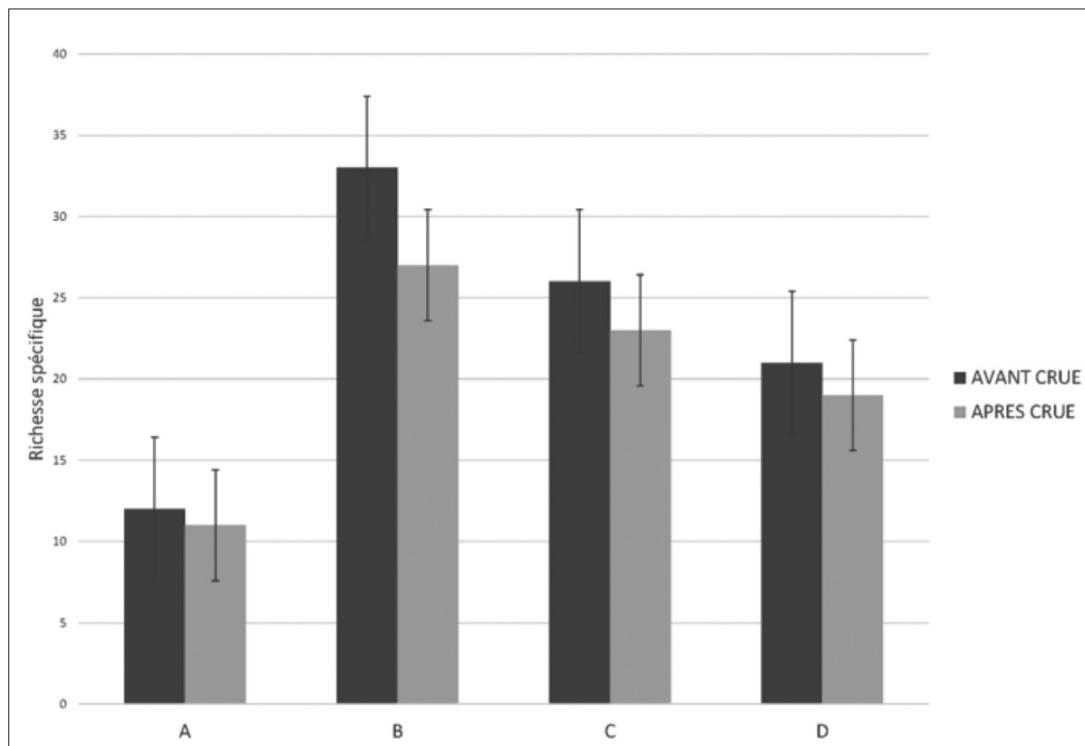


Figure 3 – Richesse spécifique de la banque de semences avant et après « crue ». Le site A correspond à la zone témoin.

Figure 3 – Seed bank specific richness before and after “flood”. A represents the control site.

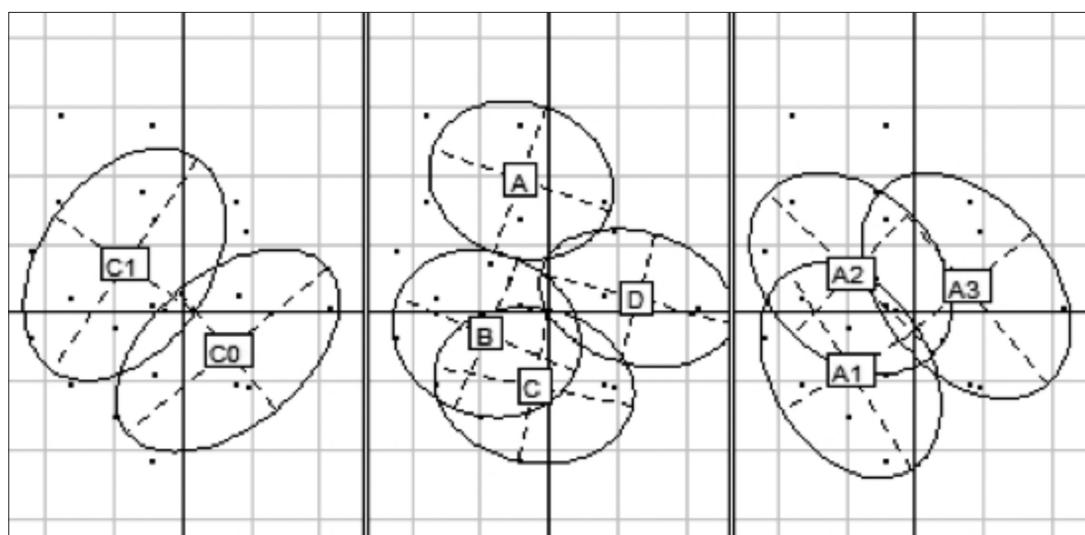


Figure 4 – Résultat de l'ACM. a – sur la modalité site. Le site A (témoign) présente un cortège floristique bien différent des trois autres ; b – sur la modalité crue : le cortège floristique est très différent avant et après crue ; c – sur la modalité année de suivi : une évolution du cortège floristique s'observe entre l'année 1 et l'année 3 de suivi.

Figure 4 – Result of the ACM. a – on the modality site. Site A (control) presents a floristic procession very different from the other three; b – on the “flood” modality: the plant association is very different before and after flood; c – on the year of monitoring modality: an evolution of the floristic procession is observed between year 1 and year 3 of monitoring.

C et D possèdent des valeurs intermédiaires (Sorensen : 0,63 ; Jaccard : 0,77).

L'ANOVA met en évidence un effet crue sur les trois sites touchés par la crue (p value = $2,1 \cdot 10^{-2}$). En effet, les sites B, C et D voient leur richesse spécifique diminuer après crue sur l'ensemble des trois strates pour l'année 1 ; seul le site A (témoin) conserve une richesse spécifique stable (figure 3). L'ACM met en évidence sur le site A un cortège floristique bien différent des trois autres : cette zone n'est pas soumise aux crues (figure 4.b). On observe des différences de compositions de la banque de semences du sol avant et après crue. L'ACM souligne les différences de composition spécifique avant et après crue pour les sites B, C et D (figure 4.a).

Ainsi, après perturbation, on observe une perte de 10 % des phanérophytes et la disparition des hydrogéophytes et des hélophytes. On observe également un gain de 10 % des thérophytes. La crue a un effet particulièrement important sur la perte de diversité des types biologiques sur le site C. L'ACM illustre également un changement de composition au cours du temps.

Les sites concernés par le régime de hautes eaux (B, C, D) présentent une forte diminution de la richesse spécifique et de l'abondance des espèces dans les strates les plus proches de la surface du sol (0-5 cm et 5-10 cm), dans une moindre mesure pour la strate 10-15 cm (figure 5, figure 6). Pour les premières strates, cela peut s'expliquer par le décapage superficiel des matériaux par l'eau en début de « crue » puis par le dépôt de matériaux chargés de semences différentes de celles initialement présentes en fin de « crue ».

L'espèce patrimoniale *Centaurium favargeri* a été retrouvée à deux reprises dans les suivis de germination. Sur le site C, dans la strate 10-15 cm, au cours du suivi de l'année 3 après crue, et sur le site D, également dans la strate 10-15 cm, au cours du suivi de l'année 1 avant crue.

Comparaison de la banque de semences du sol et de la végétation *in situ*

On constate des différences importantes entre le nombre d'espèces présentes dans l'inventaire de terrain et dans la banque de semences du sol. La richesse spécifique est toujours plus importante dans la banque de semences du sol que dans les relevés de végétation de

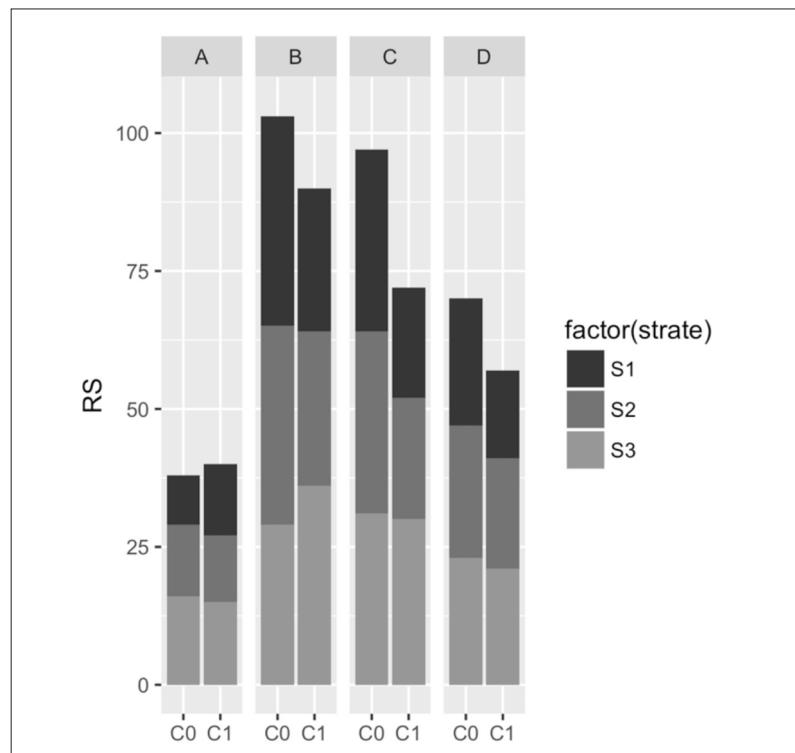


Figure 5 – Variation de la richesse spécifique par site, avant et après « crue » dans les trois strates du sol (0-5, 5-10, 10-15 cm).

Figure 5 – Variation in species richness by site, before and after “flood” in the three soil strata (0-5, 5-10, 10-15 cm).

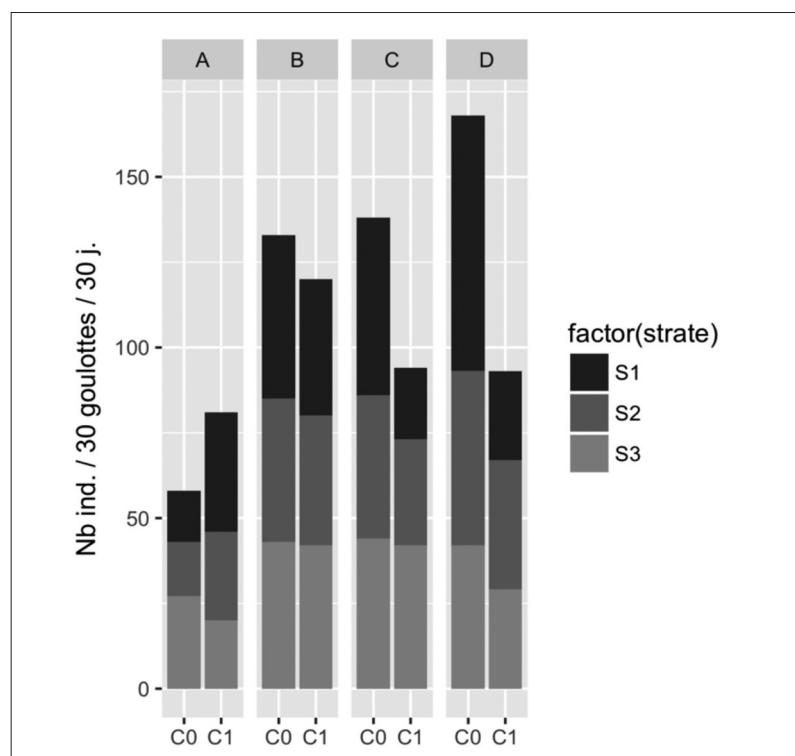


Figure 6 – Variation de l'abondance par site, avant et après « crue » dans les trois strates du sol (0-5, 5-10, 10-15 cm). Les goulottes représentent chaque échantillon de sol. Les résultats ont été présentés pour 30 jours afin d'homogénéiser les résultats.

Figure 6 – Variation in abundance by site, before and after “flood” in the three soil strata (0-5, 5-10, 10-15cm).The ducts represent each soil sample. The results were presented for 30 days in order to homogenize the results.

surface, même après crue : ce phénomène s'observe particulièrement pour les sites B et C. On observe une faible similarité entre la composition de la banque de semences du sol suivie sur 3 années et l'inventaire de terrain avec des indices de Sorenson de 0,21 pour le site A, 0,32 pour le site B, 0,45 pour le site C et 0,16 pour le site D. La banque de semences est davantage diversifiée que la végétation exprimée à un instant t.

Discussion

La banque de semences du sol, un potentiel de régénération des zones perturbées

L'incidence d'une crue sur la banque de semences du sol varie fortement en fonction du milieu et de la strate concernée. Des végétations et des histoires hydromorphologiques différentes rendent difficile la comparaison entre les trois sites touchés par la « crue ». Sur les sites C et D qui ont subi un pic de crue en juin, les graines déposées au sol et susceptibles de migrer au fil de l'eau sont limitées aux espèces à maturité précoce (graines mûres fin juin). Sur le site B qui a subi un pic de crue en octobre, une diversité plus importante de graines a pu être dispersée (graines matures de juin à octobre).

Les années 2 et 3 connaissent une forte baisse du nombre de germination. Cela pourrait s'expliquer par un biais lié aux conditions expérimentales. En effet, des mousses et des algues se sont développées sur les échantillons l'année 2 que nous avons dû retirer. Les bryophytes inhibent la germination soit par manque de lumière, soit par la modification du rapport C:N (Pakeman *et al.* 2012), il pourrait en résulter une baisse de diversité l'année 2. Nous avons aussi constaté un grand nombre de germinations de saules durant l'année 3 de suivi alors que ces espèces sont pourtant réputées pour germer rapidement : Gremaud (2004) montre que *Salix alba* germe à près de 90 % en boîte de Pétri et que la grande majorité des germinations chez les salicacées s'observent en l'espace de 24 heures (Foussadier 1998). La même espèce ne germe qu'à 4 % en conditions naturelles (Gremaud 2004). Les études menées par Foussadier (1998) et Gander (1998) ont mis en évidence que la luminosité et l'hydrologie sont deux

facteurs déterminants pour la germination et la survie des plantules de saule, que le succès de la germination des saules est plus faible avec l'effet d'ombrage, plus élevé en condition humide. Ils ont également souligné que ce succès était meilleur sur les substrats fins et décroissait sur les substrats grossiers. Pour une large partie, la composition de la banque de semences varie au cours du temps, résultat des phénomènes bioclimatiques locaux et des perturbations qui occasionnent son hétérogénéité spatiale et temporelle (Saatkamp *et al.* 2014). Les résultats montrent des modifications de la richesse spécifique avant et après crue. L'abondance et la composition des espèces de la banque de semences du sol dépendent de facteurs stochastiques (Lavorel & Lebreton 1992), de la pluie de graines (Cubiña & Aide 2001 ; Buisson *et al.* 2006 ; Jakobsson *et al.* 2006) et de la dispersion secondaire (Luzuriaga *et al.* 2005 ; Olano *et al.* 2012). La perturbation provoquée par la « crue » contrôlée a pour conséquence une évolution d'un type de banque de semences à l'autre. La forte dissimilarité entre la composition spécifique de la banque de semences et celle de l'inventaire botanique témoigne aussi de la dynamique des communautés végétales dans le temps. La banque de semences du sol contient une grande diversité d'espèces, s'exprimant ou non selon les conditions du milieu (humidité...).

La théorie de minimisation des risques (“*Bet hedging*” theory) peut illustrer ce phénomène : la germination d'une partie des graines peut ne s'opérer qu'une à plusieurs années plus tard de manière à augmenter les chances de germination dans de bonnes conditions (Tielbörger *et al.* 2011). Le potentiel de régénération est différent selon les sites. En effet, la variation de la composition de la banque de semences s'explique en partie par des paramètres environnementaux locaux, largement dépendants des sites : activité fungique, fertilité du sol, quantité d'oxygène, densité et hauteur de la couverture végétale, profondeur d'enfoncissement des graines, densité des graines, prédatation (Wagner & Mitschunas 2008 ; Koprlová *et al.* 2010 ; Saatkamp *et al.* 2011). Cependant, la dispersion et la densité des graines expliquent également, pour partie, les différences de composition et de richesse spécifique entre sites (Thompson 1986 ; Benoit *et al.* 1989 ; Dessaint *et al.* 1991). Le rétablissement d'une communauté après perturbations naturelles ou artificielles est donc fortement lié au site

avec ses variations spécifiques dans la composition et l'adaptation locale des plantes pour constituer la banque de semences du sol (Clauss & Venable 2000 ; Tielbörger & Petru 2008 ; Baldwin *et al.* 2010). On peut s'interroger sur la capacité germinative des espèces dans le temps. En effet, la gestion de site par la remise en état d'un milieu pour des espèces spécifiques nécessite la connaissance fine de la durée de vie des graines dans la banque du sol. Pour cela, l'étude diachronique de la germination en laboratoire d'une espèce permet de maîtriser la conservation d'espèces lors de perturbations naturelles ou artificielles.

Les types de graines présentes, transitoires ou persistantes, jouent un grand rôle dans la capacité d'un milieu à se régénérer. La plupart des espèces à large répartition ou les espèces exotiques envahissantes ont des graines persistantes qui ont une longue viabilité (Bossuyt & Honnay 2008) et qui peuvent accumuler beaucoup de graines dans le sol (Drake 1998). C'est la raison pour laquelle on les retrouve ici à la fois dans la banque de semences avant crue et dans l'inventaire botanique.

L'étude d'échantillons de sol sur les bancs alluvionnaires limono-sablonneux de la Durance, avant et après crue, a permis de mettre en avant des informations inédites sur le rôle de la banque de semences du sol lors de perturbations de type crue. La généralisation de ces résultats est à relativiser pour les trois sites étudiés car chacun se situe en profil plutôt érosif. Dans un contexte séquentiel, les résultats auraient été probablement différents. La perturbation diminue la richesse spécifique et modifie la composition en espèces de la communauté végétale présente, régénérant le milieu, avec essentiellement des thérophytes durant la première année de suivi. La couche superficielle du sol (0-5 cm) est la plus impactée par la « crue » et subit les plus importants changements tant en nombre d'espèces qu'en abondance. L'étude, sur les trois années de suivi, met en évidence l'importance de la première année qui correspond à 75,4 % de l'information sur la germination.

Le maintien d'espèces patrimoniales

L'espèce végétale *Centaurium favargeri* est bien présente dans la banque de semences du sol des deux sites historiques dans la strate la plus profonde étudiée (10-15 cm). Cela peut s'expliquer par la crue morphogène de 2008 qui a pu déposer une quantité importante

de sédiments sur le site C, recouvrant les graines de *Centaurium favargeri*. Les crues passées sont compatibles avec le maintien de graines dans le sol. Le maintien de ce stock semencier d'une espèce d'intérêt patrimonial est un élément majeur pour la conservation de l'espèce en contexte de crue. Sa présence aléatoire dans la banque de semences du sol avant ou après crue confirme le caractère « vagabond » de l'espèce, très liée aux perturbations de type crue. Cette espèce appartient à la banque de semences du sol persistante : seule une faible partie des semences germe directement après dissémination, la majorité constitue un « pool » de renouvellement de l'espèce dans le sol (Atwater 1980).

La présence de semences de *Centaurium favargeri* dans la banque de semences, alors que l'espèce est très rare, souligne l'intérêt d'une telle étude pour toute évaluation patrimoniale ou pour toute action de restauration de milieux dégradés ou perturbés. Les espèces de caractère pionnier, « vagabondes », possèdent des stations souvent temporaires, déplacées au gré des crues.

Conclusion

L'étude comparative de la végétation observée par l'inventaire de terrain et de la végétation potentielle par la banque de semences du sol montre une grande dissimilarité entre les deux relevés : le potentiel semencier dormant est important et son expression dépend des facteurs environnementaux présents. Il contient tous les cortèges floristiques potentiels en un même lieu alors qu'une part infime des espèces s'observe sur le terrain.

L'échantillonnage a permis de mettre en évidence la présence de graines d'une espèce rare, *Centaurium favargeri*, dans la banque de semences du sol dans deux des quatre sites étudiés, où elle était historiquement présente. Les différents épisodes de crue répertoriée sur la Durance peuvent expliquer le caractère d'espèce à éclipse, d'où l'intérêt d'une telle étude pour la conservation des espèces patrimoniales pionnières et vagabondes.

Remerciements

Ce travail a été soutenu par le groupe EDF. Nos remerciements vont aux techniciens (Frédéric Marquis et Ludivine Lapébie) et botanistes du CBNA (Luc Garraud, Jérémie Van Es) qui ont suivi pendant 6 ans les germinations et identifié les espèces. Merci aussi à Bertrand Liénard pour les traductions et aux deux relecteurs pour leurs conseils avisés.

Références

- Atwater B.R., 1980. Germination, dormancy, dormancy and morphology of the seeds of herbaceous ornamental plants. *Seed science technology* 8: 523-573.
- Baker H.G., 1989. Some aspects of the natural history of seed banks. In: Leck M.A., Parker V.T. & Simpson R.L. (eds.), *Ecology of soil seed bank*. Academic Press, San Diego, CA: 9-21.
- Baldwin A.H., Kettenring K.M., Whigham D.F., 2010. Seed banks of *Phragmites australis* dominated brackish wetlands: Relationships to seed viability, inundation, and land cover. *Aquatic Botany* 93: 163-169.
- Benoit D., Kenkel N.C., Cavers P.B., 1989. Factors influencing the precision of soil seed bank estimates. *Canadian Journal of Botany* 67: 2833-2840.
- Bossuyt B. & Honnay O., 2008. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science* 19: 875-884.
- Buisson E., Dutoit T., Torre F., Römermann C., Poschlod P., 2006. The implications of seed rain and seed bank patterns for plant succession at the edges of abandoned fields in Mediterranean landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment* 115: 6-14.
- Catteau E., Duhamel F., Baliga M.F., Basso F., Bedouet F., Cornier T., Mullie B., Mora F., Toussaint B., Valentin B., 2009. *Guide des végétations des zones humides de la région Nord-Pas-de-Calais*, Centre régional de phytosociologie agréé, Conservatoire botanique national de Bailleul, 632 p.
- Chepil W.S., 1946. Germination of weed seeds. 1. Longevity, periodicity of germination and vitality of seeds in cultivated soil. *Scientific Agriculture* 26: 307-346.
- Clauss M.J. & Venable D.L., 2000. Seed germination in desert annuals: an empirical test of adaptive bet hedging. *American Naturalist* 155: 168-186.
- Cubiña A. & Aide T.M., 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica* 33: 260-267.
- Delescaille L.M., 2000. La gestion conservatoire de la pelouse calcicole du Chamousia à Vierves-sur-Viroin (prov. Namur, Belgique). Comparaison de la fauche hivernale et du pâturage ovin en saison de végétation sur la structure et la composition du tapis végétal. *Parcs et réserves* 55 (3-4) : 2-9.
- Dessaint F., Chadoeuf R., Barralis G., 1991. Spatial pattern analysis of weed seeds in the cultivated soil seed bank. *Journal of Applied Ecology* 28: 721-730.
- Diawara S., 2012. *Perturbation écologique et fonctionnement des écosystèmes savanicoles : banques de semences du sol et propriétés physico-chimiques du sol*. Mémoire de fin de cycle, université du Burkina Faso.
- Drake D., 1998. Relationship among the seed rain, seed bank and vegetation of a Hawaiian forest. *Journal of Vegetation Science* 9: 103-112.
- Fort N., 2010. *Actions 2009 de suivi et de conservation des espèces floristiques*. Convention région PACA/CBNA, départements 04 et 05. Conservatoire botanique national alpin, 62 p. + annexes.
- Foussadier R., 1998. *Initiation des successions végétales dans les lits endigués des cours d'eau alpins : influence des paramètres abiotiques sur la régénération des salicacées*. Thèse de doctorat. Département sciences et géographie, université Joseph Fourier, Grenoble, 219 p.
- Gander A., 1998. *Les Stades initiaux de colonisation des sédiments nus de la Gérine par le saule drapé (Salix elaeagnos) et l'aulne blanchâtre (Alnus incana)*. Travail de diplôme. Laboratoire d'écologie végétale et de phytosociologie, université de Neuchâtel, 72 p.
- Gremaud J., 2004. *Dynamique spatio-temporelle d'une forêt de saules blancs (Salix alba) de la Sarine : du paysage au semis*. Travail de diplôme, université de Neuchâtel, 135 p.
- Grime J.P., 1981. The role of seed dormancy in vegetation dynamics. *Ann. Appl. Biol.* 98: 555-558.
- Hohensinner S., Habersack H., Jungwirth M., Zauner G., 2004. Reconstruction of the characteristics of a natural alluvial river-floodplain system and hydromorphological changes following human modifications: the Danube River (1812-1991). *River Research and Applications* 20-1: 25-41.
- Hölzel N. & Otte A., 2001. The impact of flooding regime on the soil seed bank of flood-meadows, *Journal of vegetation Science* 12: 209-218.
- Hölzel N. & Otte A., 2004. Inter-annual variation in the soil seed bank of flood-meadows over two years with different flooding patterns, *Plant Ecology* 174: 279-291.
- Hopfensberger K., 2007. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos* 116: 1438-1448.
- Hopkins D.R. & Parker V.T., 1984. A study of the seed bank of a salt marsh in northern San Francisco Bay. *American Journal of Botany* 71: 348-355.
- Jakobsson A., Eriksson O., Bruun H.H., 2006. Local seed rain and seed bank in a species-rich grassland: effects of plant abundance and seed size. *Canadian Journal of Botany* 84: 1870-1881.
- Koprlová S., Saska P., Honek A., Martinková Z., 2010. Seed consumption by millipedes. *Pedobiologica* 54: 31-36.
- Lavorel S. & Lebreton J.D., 1992. Evidence for lottery recruitment in Mediterranean old fields. *Journal of Vegetation Science* 3: 91-100.
- Luzuriaga A.L., Escudero A., Olano J.M., Loidi J., 2005. Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. *Acta Oecologica* 27: 57-66.
- Olano J.M., Caballero I., Escudero A., 2012. Soil seed bank recovery occurs more rapidly than expected in semi-arid Mediterranean gypsum vegetation. *Annals of Botany* 109: 299-307.
- Pakeman R.J., Small J.L., Torvell L., 2012. Edaphic factors influence the longevity of seeds in the soil. *Plant Ecology* 213: 57-65.
- Poschlod P. & Rosbach S., 2018. Mudflat species: Threatened or hidden? An extensive seed bank

- survey of 108 fish ponds in Southern Germany. *Biological conservation* 225: 154-163.
- Roberts H.A., 1981. Seed banks in soils. *Adv. Appl. Biol.* 6: 1-56.
- Saatkamp A., Affre L., Dutoit T., Poschlod P., 2009. The seed bank longevity index revisited: limited reliability evident from a burial experiment and database analyses. *Annals of Botany* 104: 715-724.
- Saatkamp A., Affre L., Baumberger T., Dumas P.J., Gasmia A., Gachet S., Arène F., 2011a. Soil depth detection by seeds and diurnally fluctuating temperatures: different dynamics in 10 annual plants. *Plant and Soil* 349: 331-340.
- Saatkamp A., Affre L., Dutoit T., Poschlod P., 2011b. Germination traits explain soil seed persistence across species: the case of Mediterranean annual plants in cereal fields. *Annals of Botany* 107: 415-426.
- Saatkamp A., Poschlod P., Venable L., 2014. The functional role of soil seeds banks in Natural communities. In: *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. CAB International, Wallingford, 3rd ed. (ed. R.S. Gallagher): 263-295.
- Tielbörger K., Petru M., Lampei C., 2011. Bet-hedging germination in annual plants: a sound empirical test of the theoretical foundations. *Oikos* 121: 1860-1868.
- Thompson K. & Fenner M., 1992. The functional ecology of seed banks. In: Fenner, M. (ed.), *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. CAB International, Wallingford, UK: 231-258.
- Thompson K. & Grime J.P., 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *J. Ecol.* 67: 893-921.
- Thompson K., 1986. Small-scale heterogeneity in the seed bank on an acidic grassland. *J. Ecol.* 74: 733-738.
- Tielbörger K. & Petru M., 2008. Germination behavior of annual plants under changing climatic conditions: separating local and regional environmental effects. *Oecologia* 155: 717-728.
- Tracy B.J. & Sanderson M.A., 2000. Seedbank diversity in grazing lands of the northeast United States. *J. Range Manage* 53: 114-118.
- Valentin B., Destiné B., Boullet V., 1998. Étude du patrimoine séminal des sols des pannes dunaires du Marquenterre sous conditions de germinations contrôlées. In: Collectif Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement, 2000. *Conservation ex situ des plantes menacées*. C.R. et communication du groupe de travail, session de Bailleul du 17 au 20 janvier 2000 : 251-262.
- Van der Valk A.G. & Davis C.B., 1976. The seed banks of prairie glacial marshes. *Canadian Journal of Botany* 54: 1832-1838.
- Van der Valk A.G., Pederson R.L., Davis C.B., 1992. Restoration and creation of freshwater wetlands using seed banks. In: *Wetlands Ecology and Management* 1(4). SPB Academic Publishing bv, The Hague: 191-197.
- Von Blanckenhagen B. & Poschlod P., 2005. Restoration of calcareous grasslands: the role of the soil seed bank and seed dispersal for recolonisation processes. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment* 9: 143-149.
- Wagner M. & Mitschunas N., 2008. Fungal effects on seed bank persistence and potential applications in weed biocontrol a review. *Basic and Applied Ecology* 9: 191-203.
- Walck J.L., Baskin J.M., Baskin C.C., Hidayati S.N., 2005. Defining transient and persistent seed banks in species with pronounced seasonal dormancy and germination patterns. *Seed Science Research* 15: 189-196.
- Warr S.J., Kent M., Thompson K., 1994. Seed bank composition and variability in five woodlands in South-west England. *Biogeography* 21: 151-168.
- Willemse J.H. & Bik L.P.M., 1998. Restoration of high species density in calcareous grassland: the role of seed rain and soil seed bank. *Applied Vegetation Science* 1: 91-100.

Note on the Flora of Plane Island (Oran)

Note sur la flore de l'île Plane (Oran)

Kheira BAHI*, Seghir HADJADJ AOUEL, Ahmed BELGUERMI

Oran 1, A. Ben Bella University, Life and Nature Sciences Faculty, Biology Department, 31000 Dz, Algeria

* Corresponding author: keirabahi@yahoo.fr

Received: 20 Feb., 2019; First decision: 15 May, 2019; Revised: 23 May, 2019; Accepted: 23 June, 2019

Abstract

The Oran coastline is a remarkable region cited as a hotspot of plant biodiversity (Véla & Benhouhou 2007). Plane island is the third largest island after Habibas and Rachgoun islands in the Oran region but is less studied. A botanical assessment of Plane island was undertaken in spring 2016. We carried out several phytoecological surveys. We collected and identified ten species in eight families: *Chenopodium murale* (L.) Fuentes, Uotila & Borsch, *Crithmum maritimum* L., *Cynomorium coccineum* L., *Frankenia cf laevis* L., *Limonium pescadense* Greuter & Burdet, *Malva arborea* (L.) Webb & Berthel, *Mesembryanthemum crystallinum* L., *Mesembryanthemum nodiflorum* L., *Senecio leucanthemifolius* Poiret subsp. *crassifolius*, *Suaeda vera* Forsk. Ex J.F.Gmel. The identified species list will allow us to follow vegetation dynamics on the island.

Introduction

The Mediterranean Sea has one of the largest amount of islands in the world, i.e. nearly 10,000 islands and islets, with a high endemism rate varying from 10 to 16% (Médail &

Diadema 2006). The Western Mediterranean basin only has more than 1,000 islands and islets.

Mediterranean small islands are a global biodiversity hotspot (Véla *et al.* 2013). Island floristic biodiversity in Algeria is generally poorly known (Benhamiche *et al.* 2012). Rachgoun, Habibas and Plane islands are the three most important western islands of Algeria, very close to the coast of Oran. These three islands play a very important role for migratory bird resting and nesting (e.g. *Larus michahellis*). Habibas and Rachgoun islands were explored for flora and fauna.

Habibas islands vegetation studies include 1) the first inventory comprising 103 taxa given by Maire & Wilczek (1936); 2) PIM expeditions (Initiative for the small islands of the Mediterranean) organized in 2006, which confirmed the presence of most taxa, especially endemic ones. Moreover, about 80% of the initial flora belonging to the Mediterranean flora is still observed 72 years later (Véla *et al.* 2014). Surveys undertaken by Delauge *et al.* (2007) mapped the different vegetation communities. Currently, 97 spontaneous taxa are found, of which 81 species common to 1934 inventory (Véla *et al.* 2014).

Keywords: Flora, Coastline, Halophyte, Island, Mediterranean, Oran.

Rachgoun island vegetation is influenced by seagulls (Ghermaoui *et al.* 2016) and species identification was completed by Véla (2017) as a reflection on island taxa inventory.

However no data or inventory was published for Plane island until 2008, probably neglected because of its small surface area. Mouret (2008) carried out a survey to update Habibas and Plane islands' fauna and flora lists and cited 10 plant species present on Plane island. Hence this research aim is to give an actualized inventory and more information about the flora of this small island off the coast of Oran.

Study site and methods

Study site

Plane island, also called Paloma, is located west of Oran Bay, between Ain Türk and El Ançor at coordinates $35^{\circ}46'24''N$ and $0^{\circ}54'14''W$ (Figure 1). Administratively, it belongs to Oran municipality.

It is a four-hectare island of volcanic origin, located at a distance of 25 km northwest of

Oran in the bay that connects Cape Falcon to Cape Lindlès, and 7 km away from Coralès beach (closest point from the continent).

This rocky island has a very tormented relief consisting of a single large island of 400 m long, 100 m wide and 18 m high where culminates an old lighthouse. It is surrounded by small islets and rocks. It has a small dock that attracts boaters and fishermen.

Oran coast general climate is of Mediterranean type characterized by dry and hot summers, mild and rainy winters with average precipitations of 340 mm/year, $T_{min} = 6.3^{\circ}C$, $T_{max} = 32.3^{\circ}C$ according to Oran port weather station (1998-2008). For the same period and since $Q_2 = 45.02$, referring to Emberger's method, this region belongs to semi-arid bioclimatic level with relatively warm winter.

The Plane island is crowded with the yellow-legged gull (*Larus michahellis*), which finds on this island an exceptional refuge for resting and nesting (Mouret 2008 and personal observation; Figures 2 & 3). Given its remoteness from the coast, this rocky island is hardly accessible and little frequented which increases the chances of conserving its biodiversity.

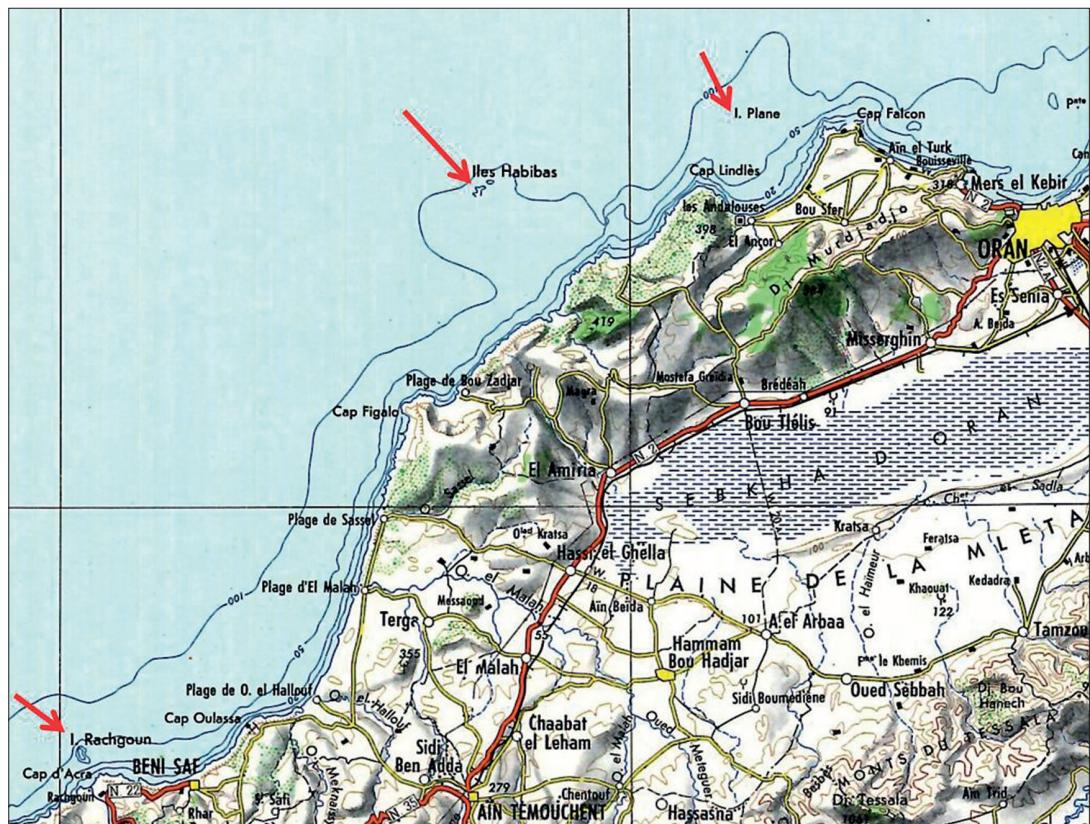


Figure 1 – Situation map of Plane island, Habibas islands and Rachgoun island.

Methodology

First we investigated the whole island to carry out a plant species inventory in April 2016. In a second step we proceeded to six vegetation surveys on 5 to 10m² on average to determine species abundance-dominance following the sigmatist method (Guinichet 1973; Géhu & Rivas-Martinez 1981). The ten species harvested were identified according to the flora of Quézel & Santa (1962). Subsequently, we updated species nomenclature according to the synonymic index of Dobignard & Chatelain (2011-2013). Harvested and identified species are kept in a personal herbarium.



Figure 2 – Seagull (*Larus michahellis*).

Results

We identified 10 species belonging to eight families (Table 1).

Table 1: The list of plant species of Plane island. The first indication is the taxon scientific name, updated according to the synonymic index proposed by Dobignard & Chatelain (2011-2013). If the name has changed, it is followed by the old name as given by Quézel & Santa (1962) preceded by a “*”. The biological type is revised according to the Moroccan flora (Fennane 2011), biogeographic type, is given according to Quézel & Santa (1962) and the plant database of Africa (African Plant Database, 2019).



Figure 3 – Seagull nest.

Table 1 – The list of plant species of Plane island. The first indication is the taxon scientific name, updated according to the synonymic index proposed by Dobignard & Chatelain (2011-2013). If the name has changed, it is followed by the old name as given by Quézel & Santa (1962) preceded by a “*”. The biological type is revised according to the Moroccan flora (Fennane 2011), biogeographic type, is given according to Quézel & Santa (1962) and the plant database of Africa (African Plant Database, 2019).

| Family | Taxa | Biological type | Biogeographic type |
|---------------|--|--------------------------------|--|
| AIZOACEAE | <i>Mesembryanthemum crystallinum</i> L. | therophyte | Southern Mediterranean |
| | <i>Mesembryanthemum nodiflorum</i> L. | therophyte | Mediterranean Region |
| AMARANTHACEAE | <i>Chenopodium murale</i> (L.) Fuentes, Uotila & Borsch * <i>Chenopodium murale</i> L. | therophyte | Cosmopolitan species |
| | <i>Suaeda vera</i> Forssk. ex J.F.Gmel. | chamaephyte | |
| APIACEAE | <i>Crithmum maritimum</i> L. (Figure 4) | chamaephyte | Mediterranean and Atlantic |
| ASTERACEAE | <i>Senecio leucanthemifolius</i> Poiret * <i>Senecio leucanthemifolius</i> subsp. <i>crassifolius</i> (Willd.) Batt (Figure 5) | therophyte | West Mediterranean |
| | <i>Cynomorium coccineum</i> L. (Figure 6) | geophyte | Mediterranean-Touranian |
| FRANKENIACEAE | <i>Frankenia cf laevis</i> L. (Figure 7) | chamaephyte | Mediterranean and Atlantic |
| MALVACEAE | <i>Malva arborea</i> (L.) Webb & Berthel * <i>Lavatera arborea</i> L (Figure 8) | chamaephyte / nanophanerophyte | Mediterranean |
| | <i>Limonium pescadense</i> Greuter & Burdet * <i>Limonium psilocladon</i> auct (Figure 9) | chamaephyte | Endemic from Algeria and Tunisia (Med-Checklist 2016) |

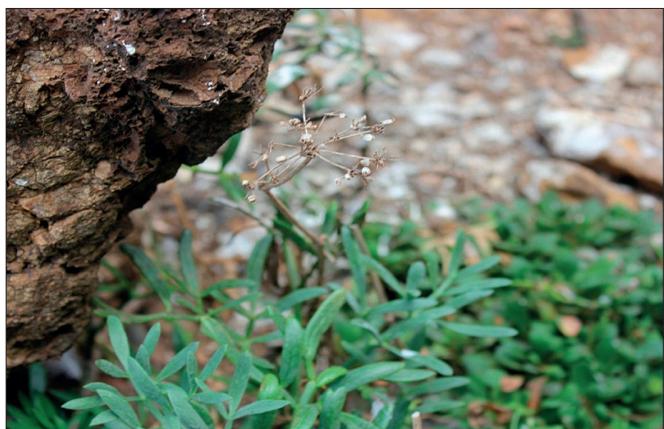


Figure 4 – *Crithmum maritimum L.*



Figure 5 – **Senecio leucanthemifolius Poiret subsp. crassifolius.*



Figure 6 – *Cynomorium coccineum L.*



Figure 7 – *Frankenia cf laevis L.*



Figure 8 – *Malva arborea (L.) Webb & Berthel.*



Figure 9 – *Limonium pescadense Greuter & Burdet.*

Discussion

Plane island flora is mostly Mediterranean with biological types including 4/10 annuals and 6/10 perennials plants. It is a vegetation with a low physiognomy (< 50cm), low plant cover over a very thin soil layer, probably rich in nitrates and phosphates due to gull feces presence (Médail & Vidal 1998; Mouali *et al.* 2016). Plane island is indeed home to a

large seagull colony of around 210 nests (Belguermi unpublished data). *Suaeda vera* Forssk. Ex J.F.Gmel. is the dominant species, with a coefficient of 4 on a scale of 1 to 5. It may be explained because it is wind rolling on ground, thus disperses easily and is chosen by the gulls to make their nests (Figure 3).

The Oran western islands (Habibas and Rachgoun) have a very rich flora and Habibas islands have thus been selected as Important

Table 2 – Comparison of Plane island flora with Rachgoun and Habibas islands and with the previous study on Plane island.
Present (+) and (-) absent.

| | Plane island species (April, 2016) (10 species, 4ha) | Plane island (Mouret 2008) (10 species, 4ha) | Rachgoun island (Véla 2017) (55 species, 26ha) | Habibas island (Delauge et al. 2007 ; Véla 2014) (97 species, 40ha) |
|--------------------------------------|--|--|--|--|
| <i>Chenopodiastrum murale</i> | + | + | + | + |
| <i>Crithmum maritimum</i> | + | + | - | + |
| <i>Cynomorium coccineum</i> | + | + | - | + |
| <i>Frankenia corymbosa</i> | - | + | + | + |
| <i>Frankenia cf laevis</i> | + | - | - | - |
| <i>Limonium pescadense</i> | + | + | - | - |
| <i>Malva arborea</i> | + | - | - | - |
| <i>Malva durieui</i> | - | + | + | + |
| <i>Mesembryanthemum crystallinum</i> | + | + | - | - |
| <i>Mesembryanthemum nodiflorum</i> | + | + | - | - |
| <i>Senecio leucanthemifolius</i> | + | + | + | + |
| <i>Suaeda vera</i> | + | + | + | + |

Plant Area (Key Biodiversity Areas for Plants) in the south and east Mediterranean region (Yahi *et al.* 2012). However each island is home to a unique biotic assemblage (Médail & Vidal 1998; Véla & Pavon 2013). Compared to neighboring islands and the previous study by Mouret (2008) (Table 2), the Plane island species listed here shows similarity of four species with Rachgoun, six with Habibas islands and nine with the previous survey.

Comparing our observations with those of Mouret (2008), we find the same taxons except two. Indeed Mouret (2008) found **Lavatera mauritanica* Durieu (*Malva durieui* Spach) while we propose *Malva arborea* (Figure 8). *Malva arborea* is reported as a rare species on the coast, present at the port of Oran and on the eastern cliffs of Cape Falcon (Amari *et al.* 2015). Mouret (2008) also found *Frankenia corymbosa* Desf. while we believe it may be *Frankenia laevis* L. (Figure 7). The next botanical survey will have to investigate whether several species of *Frankenia* are found on the island.

Conclusion

Plane island despite its small size, includes some species that are not found on other islands of the Oran coast. Like for all Mediterranean islands, to preserve this biodiversity and follow its dynamics, this four-hectare island should be integrated to a conservation program.

Acknowledgements

We warmly thank the two reviewers who were kind enough for help us to improve the presentation of this note.

References

- African Plant Database (version 3.4.0), 2019. Conservatoire et jardin botaniques de la ville de Genève and South African National Biodiversity Institute, Pretoria, « accès [06/2019] », <http://www.ville-ge.ch/musinfo/bd/cjb/africa/>
- Amari D., Moulai R., De Belair G. & Véla E., 2015. Nouvelles observations de *Malva arborea* (L.) Webb et Berthel. sur le littoral algérien. *Acta Botanica Malacitana* 40: 213-216.
- Bachet F., Benhaj S., Bernard F., Delauge J., Harmelin J., Mante A., Pascal M., Tillmann M., Véla E. & Vidal P., 2007. *Réserve des îles Habibas. Notes naturalistes. Petites îles de Méditerranée. 2004/2007*. Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres, 70 p. ; <https://docplayer.fr/52758001-Reserve-des-iles-habibas-notes-naturalistes-petites-iles-de-mediterranee-2004-2007.html>
- Benhamiche-Hanifi S. & Moulai R., 2012. Analyse des phytocénoses des systèmes insulaires des régions de Bidjaja et de Jijel (Algérie) en présence du goéland leucophée (*Larus michahellis*). *Rev. Écol. La Terre et la Vie*, vol. 67.
- Delauge J. & Véla E., 2007. *Étude de la végétation des îles Habibas*. In : Bachet *et al.*, *Réserve des îles Habibas. Notes naturalistes Petites îles de Méditerranée, 2004/2007*. Conserv. Espace Litt. Riv. Lac. : 50-70.
- Dobignard A. & Chatelain C., 2011-2013. *Index synonymique de la flore d'Afrique du Nord*. Ed. Cons. Jardin Bota., Genève, 5 vols.
- Fennane M., Ibn Tattou M., Mathez J., Ouyahya A. et El Oualidi J., 2014. *Flore pratique du Maroc. Manuel*

- de détermination des plantes vasculaires.* Vol. 3. Université Mohammed V Agdal, Institut scientifique, Rabat, Maroc.
- Géhu J.M., Rivas-Martínez S. 1981. *Notions fondamentales de phytosociologie.* Berichte der Internationalen Symposien der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde. Syntaxonomie. J. Cramer. Berlin: 5-33.
- Ghermaoui M., Hassaine K. & Moulaï R., 2016. Influence du goéland leucophée (*Larus michahellis*) sur les formations végétales ouvertes du littoral de Rachgoun (Ouest Oranie, Algérie). *Revue Écologie.*
- Guinochet M., 1973. Phytosociologie. Masson, Paris, 227 p.
- Heywood V.H., 1995. The Mediterranean flora in the context of world biodiversity. *ecologia mediterranea* 21: 11-18.
- Kallimanis A.S., Panitsa M., Bergmeier E. & Dimopoulos P., 2011. Examining the relationship between total species richness and single Island palaeo- and neo-endemics. *Acta Oecologica* 37: 65-70.
- Kougioumoutzis K., Thalassini Valli A., Georgopoulou E., Simaiakis S.M., Triantis K.A. & Trigas P., 2017. Network biogeography of a complex Island system: the Aegean Archipelago revisited. *Journal of Biogeography* 44, 651-660.
- Maire R. & Wilczek E., 1936. Flore des îles Habibas. *Bull. Soc. Hist. Nat. de l'Afrique du Nord* 26 bis : 61-78.
- Médail F. & Vidal E., 1998. *Rôle des goélands leucophée dans l'implantation et l'expansion d'espèces végétales allochtones sur l'archipel de Riou (Marseille, France).* Biocosme Mésogène, Nice, 15(1) : 123-140.
- 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. & Diadema K., 2006. Biodiversité végétale méditerranéenne et anthropisation : approches macro et micro-régionales. *Annales de géographie* 115 : (651) : 618-640.
- Med-Checklist, 2016. A critical inventory of vascular plants of the circum-mediterranean countries. <http://ww2.bgbm.org/mcl/home.asp>
- Mouret V., 2008. Observations botaniques sur l'île Plane. Problématiques et recommandations de gestion. Rapport de mission. Réserve naturelle des îles Habibas. Petites îles de Méditerranée (PIM) et Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres: 25-27.
- PIM, 2019. Petites îles méditerranéennes. Projet de conservation et protection des îles, <http://initiative-pim.org/>
- Quézel P. & Santa S., 1962-1963. *Nouvelle Flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales.* CNRS, Paris, 2 vol., 1170 p.
- Véla E. & Pavon D., 2013. The vascular flora of Algerian and Tunisian small islands: if not biodiversity hotspots, at least biodiversity hotspots. *Biodiversity Journal* 3: 343-362.
- Véla E. (in collaboration with Saatkamp A.& Pavon D.), 2014. *Flora of Habibas Islands (N-W Algeria): richness, persistence and taxonomy.* Conference: Islands and Plants: preservation and understanding of flora on Mediterranean islands. 2nd Botanical Conference in Menorca. Proceedings and abstracts, at Mao (Menorca, ES).
- Véla E. & Benhouhou S., 2007. Évaluation d'un nouveau point chaud de biodiversité végétale dans le Bassin méditerranéen (Afrique du Nord), *C.R. Biologie* 330 : 589-605.
- Véla E., 2017. Commentaires sur la flore de l'île Rachgoun (Nord-Ouest Algérie). *Revue d'écologie La Terre et la Vie* 72(3) : 258-268.
- Vitousek P.M., Loope L. & Adersen H., 1995. *Islands Biological diversity and ecosystem function.* Springer Verlag, Berlin, 238 p.
- Yahi N., Véla E., Benhouhou S., De Belair G., & Gharzouli R., 2012. Identifying important plants areas (key biodiversity areas for plants) in northern Algeria. *J. Threat. Taxa* 4: 2753-2765.

Suivi local d'une communauté de rongeurs dans la région de Lansarine au nord de la Tunisie : activité et distribution spatiale et temporelle des espèces

Local monitoring of a rodent community in the Lansarine region of northern Tunisia: activity, spatial and temporal distribution of species

Aymen BEN IBRAHIM*, Imed BEN SALEM, Imen LABIDI, M'barek CHETOUI, Saïd NOUIRA

Unité de recherche « Biodiversité et Biologie des populations », Faculté des sciences de Tunis,
Campus universitaire - 2092 Tunis, Tunisie

* Auteur correspondant : aymenbenbrahim@gmail.com

Received: 6 May, 2019 ; First decision: 11 June, 2019 ; Revised: 13 June, 2019 ; Accepted: 26 June, 2019

Résumé

Les rongeurs constituent un groupe complexe et hétérogène ; ils ont une grande capacité de prolifération et d'adaptation. En Tunisie, nous avons identifié 24 espèces, dont 18 appartiennent à la famille des Muridae, qui est la plus diverse et la plus représentée. Nous avons capturé six espèces de rongeurs dans la région de Lansarine au nord du pays. Les différents sites sélectionnés dans cette région ont permis d'identifier le nombre d'espèces colonisant cette zone, celle-ci étant caractérisée par l'hétérogénéité des conditions physiques et climatiques qui déterminent la répartition et la structure des populations de rongeurs. Cette étude s'appuie sur des observations de terrain et des indices de diversité et d'association afin de décrire la communauté de rongeurs. Elle montre que le nombre de spécimens capturés dans cette région varie d'une saison à l'autre. Les espèces sont réparties suivant un gradient d'altitude, de manière à réduire la compétition. Pendant la nuit, la lumière naturelle de la lune peut

être un facteur permettant ou limitant le mouvement des individus. Nous avons également remarqué que la distribution temporelle de ces espèces est influencée par les phases de la lune. Indépendamment de la description numérique de la communauté de rongeurs dans la région de Lansarine, cette étude révèle que les facteurs du milieu (altitude et luminosité) et la composition de la communauté (l'invasion de l'espèce urbaine *Rattus norvegicus*) ont un impact sur la répartition et l'activité des différentes espèces. Une meilleure compréhension des stratégies d'adaptation des espèces à l'évolution de ces facteurs permettra d'anticiper l'évolution de la communauté face à d'autres changements dans ce milieu.

Abstract

Rodents constitute a complex and heterogeneous group; they have a high proliferation and adaptation capacity. In Tunisia, we have identified 24 species, of which 18 belong to

Mots clés : répartition spatio-temporelle, rongeur, Tunisie, phase lunaire.

Keywords: spatiotemporal distribution, rodent, Tunisia, moon phase.

the family of Muridae which is the most diverse and most represented. We captured six species in Lansarine region located in the north of the country. The different sites selected in this region are intended to identify the maximum number of species colonizing this area, characterized by heterogeneous physical and climatic conditions that determine the distribution and structure of rodent populations. This study is based on field observations and diversity indices that have shown that the heterogeneity of an ecosystem is often accompanied by high species richness, as is the case in the Lansarine region, the presence of agricultural areas and the density of vegetation cover create food reserves throughout the year and favourable habitats for different species. The number of specimens captured varies from one season to another. According to a decreasing gradient of altitudes, each species has chosen a suitable area for itself. Small species are distributed to reduce inter-specific competition with larger species. Lemniscomys barbarous is diurnal, so it does not interfere with other species; the rhythm of its activity is limited to dawn and dusk. For nocturnal animals that prefer darkness, the natural light of the moon can be a factor allowing or limiting the movement of individuals. We have noticed that the temporal distribution of these species is influenced by the phases of the moon. Open habitat species have chosen the dark phases of the moon that offer better protection against predators, unlike species in closed areas, such as the Norway rat, which prefers strong moon light, which gives it better vision during the night. As a consequence, spatio-temporal segregation between species decreases inter-specific competition.

Introduction

Les biocénoses naturelles sont en général d'une grande complexité, car elles se composent d'un ensemble d'organismes végétaux et animaux extrêmement variés par leur taille, leur fonction et leur écologie. Pour étudier ces caractéristiques propres à différents organismes, une approche vise à les décomposer en peuplements (Daget *et al.* 1972).

Nous nous intéressons ici aux rongeurs qui constituent le groupe le plus complexe, hétérogène et diversifié parmi les mammifères (Wilson & Reeder 2005). Ce groupe est doté d'une grande capacité d'adaptation et de prolifération, si bien qu'il est représenté sur pratiquement toutes les terres émergées à l'exception de l'Antarctique (Smith & Xie 2008).

En Tunisie comme dans toute l'Afrique du Nord, le peuplement de rongeurs provient du mélange d'un stock africain auquel ont

été ajoutés des apports asiatiques importants et quelques éléments européens (Heim de Balzac 1936). Ils sont présents sur la quasi-totalité du territoire, du Sahara au sud vers les forêts du nord. En Tunisie, on a identifié 24 espèces, dont 18 appartiennent à la famille des Muridae qui est la plus représentée (Harrison 1967 ; Ranck 1968 ; Bernand 1970 ; Jordan *et al.* 1974 ; Cockrum *et al.* 1976 ; Chibani & Cheniti 1982 ; Chetoui 2000). Certaines de ces espèces peuvent vivre en sympatrie, mais, il faut noter que les rongeurs modifient régulièrement leurs habitats et leurs stratégies adaptatives en fonction des conditions et des variations environnementales (Koteja & Weiner 1993 ; Promkerd *et al.* 2008 ; Liubashevskii & Starichenko 2010).

Nous avons effectué nos études dans une zone au nord du pays, la région de Lansarine. L'actualisation de données de répartition géographique anciennes (Bernard 1969) constitue le premier objectif de ce travail. La présence des rongeurs est en relation avec la disponibilité des ressources trophiques et les abris appropriés. Nous sommes dans une zone caractérisée par la présence d'un relief, les conditions vitales varient avec l'altitude qui est l'une des composantes biogéographiques qui peut expliquer la distribution des espèces. Nous avons utilisé ce facteur pour étudier la répartition spatiale. En effet, dans cette région où les règles d'hygiène ne sont pas respectées et les pratiques agricoles sont en grande partie traditionnelles, l'homme doit sans relâche protéger ses cultures et ses réserves alimentaires et anticiper les démarches à suivre en cas de pullulation.

Notre second objectif était d'étudier l'activité des différentes espèces de rongeurs capturées. Généralement, cette activité se concentre autour de la recherche de nourriture ou d'un partenaire. Automatiquement, les rongeurs sont sous la menace de la préation ou de la confrontation entre eux, surtout en période de rareté des ressources trophiques. Ils doivent donc exploiter des temps et zones d'activité minimisant ces risques (Corbalán & Ojeda 2004 ; Jiang *et al.* 2015).

La majorité des espèces identifiées en Tunisie et susceptibles d'être présentes dans cette zone sont nocturnes. L'activité journalière des espèces commence dès le crépuscule et se termine vers l'aube. En plus de la variation saisonnière de l'activité des rongeurs, nous avons étudié l'occupation des habitats disponibles en fonction du cycle de la lune. L'activité est

en relation avec la luminosité qui peut augmenter le risque de préation ou qui facilite la recherche de nourriture. Ces éléments sont discutés afin d'identifier les périodes et lieux d'intense activité des différentes espèces de rongeurs.

Matériel et méthodes

Sites d'étude

Les rongeurs ont été capturés en utilisant 20 pièges Sherman. Le piégeage permet en effet le prélèvement de spécimens de rongeurs ainsi que la collecte des données. La capture s'est déroulée dans la région de Lansarine ($36^{\circ} 48' N / 09^{\circ} 44' E$) pendant 3 ans (2010, 2011 et 2012) et quatre saisons par an.

Cette région appartient à la catégorie bioclimatique semi-aride avec un hiver doux, une température annuelle moyenne de $18^{\circ} C$ et une pluviométrie moyenne de 450 mm (Le Floc'h 1989). Le type de sol observé est calco-magnésimorphe (Cointepas 1971).

La région de Lansarine appartient à la vallée de la Medjerda ; cette dernière est caractérisée par des sols fertiles avec une agriculture de céréales et de légumes, et une végétation spontanée et dense (figure 1).

Pour étudier l'effet de l'altitude, nous avons divisé cette région, qui couvre 20 hectares, en quatre sites espacés qui sont ordonnés du bas vers le haut suivant l'altitude de cette région. Le premier est situé au niveau des maisons et des granges, avec une altitude de 20 m. Le deuxième est situé tout au long d'un cours d'eau à 30 m d'altitude. Le troisième est situé dans les champs cultivés (cultures de légumes et de céréales) à une altitude de 70 m. Et le quatrième est situé dans la montagne qui est couverte par une forêt de pins d'Alep avec une altitude de 100 m.

Piégeage et analyses

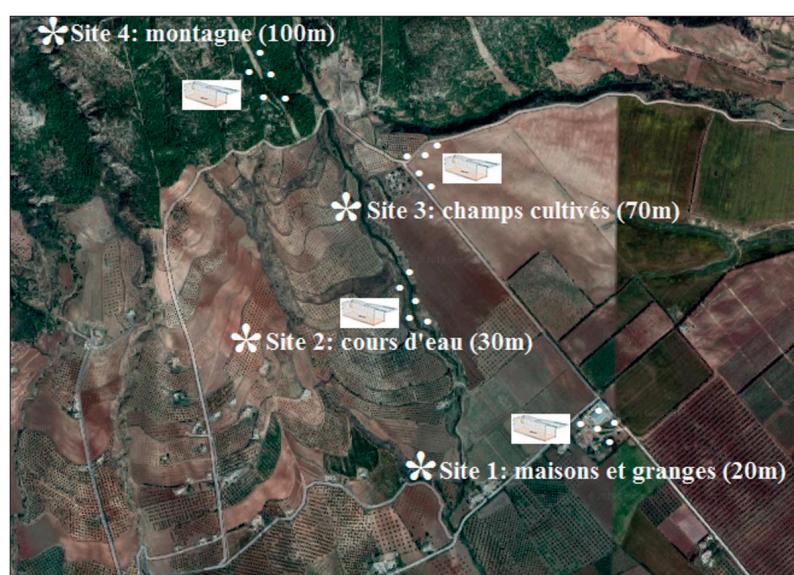
Dans chaque site, nous avons installé cinq pièges distants d'une vingtaine de mètres environ. Durant les quatre sessions de l'année, les pièges sont contrôlés quotidiennement et nous avons changé les appâts des pièges régulièrement car ils restent intacts pendant trois jours (figure 2).

Pour réaliser notre étude, nous avons calculé plusieurs indices statistiques et écologiques.



Figure 1 – Vue de la région de Lansarine en Tunisie.

Figure 1 – View of the region Lansarine in Tunisia.



**Figure 2 – Installations des pièges dans les sites de capture.
L'altitude est donnée entre parenthèse.**

*Figure 2 – Installation of traps in capture sites.
The altitude is given in parenthesis.*

Nous avons calculé les effectifs (n_i) et les proportions (n_i/N) des différentes espèces capturées. Nous avons calculé l'indice de diversité de Shannon (1948) ($H' = -\sum (n_i/N) \cdot \log_2 [n_i/N]$) qui constitue une mesure de la diversité spécifique. Par la suite, l'équilibrité ($E = H'/H_{max}$ où $H_{max} = \log_2[S]$) nous donne une idée sur l'équilibre du milieu, sa valeur varie entre 0 et 1 (Pielou 1969). L'échantillonnage répétitif tout au long de l'année a permis de décrire la saisonnalité dans l'activité des rongeurs. Nous avons utilisé le modèle de distribution de Motomura (1932), et calculé la constante de Motomura (Inagaki 1967), qui correspond à la pente (m) de la droite représentant la relation entre le rang des espèces et le logarithme des effectifs. Cette valeur nous donne une idée sur la saison

qui montre le plus de conditions favorables pour les espèces. Nous avons enregistré le nombre des individus capturés pour chaque espèce dans les quatre sites. Par la suite, nous avons testé l'affinité des différentes espèces de rongeurs au moyen de l'indice d'association (Ia) de Southwood (1966) ($I_A = 2(J_i / (A+B - 0,5))$) avec J_i le nombre total d'individus des espèces A et B dans les stations où elles sont présentes simultanément. A + B est le nombre total d'individus des espèces A et B

dans toutes les stations, cet indice varie entre -1 (Incompatibilité) et +1 (Affinité).

Étant une région rurale, Lansarine manque d'installations de lumière artificielle et la seule source de luminosité valable est la lune. Nous avons choisi le cycle lunaire comme facteur de suivi. Nous avons relevé le nombre des individus capturés pour chaque espèce nocturne durant huit phases de la lune, les espèces diurnes sont exclues de cette analyse. Nous avons traité la répartition spatiale et temporelle des espèces par l'analyse factorielle des correspondances pour décrire et hiérarchiser les relations qui peuvent exister entre les individus capturés et les 2 facteurs d'espace et du temps. Finalement, nous avons essayé de visualiser l'ensemble des résultats des analyses factorielles des correspondances par un schéma clair qui simplifie l'observation des distributions spatiales et temporelles des espèces.

Résultats

146 spécimens ont été capturés appartenant à 6 espèces sur les 24 connues en Tunisie : 5 *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus 1758), 14 *Gerbillus campestris* (Loche 1867), 16 *Lemniscomys barbarus* (Linnaeus 1766), 31 *Mus musculus* (Linnaeus 1758), 22 *Rattus norvegicus* (Berkenhout 1769) et 58 *Rattus rattus* (Linnaeus 1758).

Le tableau 1 représente l'effectif et la proportion de chaque espèce capturée. D'après ce tableau, l'espèce *Rattus rattus* représente l'effectif le plus élevé. L'espèce *Apodemus sylvaticus* est celle qui a été le moins capturée.

Nous avons calculé l'indice de diversité de Shannon H', il est égal à 2,263 et il est proche de la valeur de H max qui est égale à 2,584 ; l'équitabilité E est égale à 0,872 et elle est proche de 1.

Nous avons constaté que les effectifs des différentes espèces varient d'une saison à l'autre et, pour étudier cette variation, nous avons appliqué le modèle de Motomura représenté sur la figure 3. La pente représente la constante environnementale (m), l'activité en été est limitée par l'augmentation de la température ($m = 0,48$), par contre le printemps montre la plus grande valeur de m (0,77), la plupart des espèces sont actives pendant cette saison.

Dans le tableau 2, nous avons mentionné le nombre des individus capturés pour chaque espèce et pour chaque site. Nous avons capturé

Tableau 1 – L'effectif et la proportion des individus capturés pour chaque espèce.

Table 1 – Total number of individuals captured/species, as well as percentage.

| Espèces | Effectifs | Pourcentage (%) |
|----------------------|-----------|-----------------|
| <i>A. sylvaticus</i> | 05 | 03,424 |
| <i>G. campestris</i> | 14 | 09,589 |
| <i>L. barbarus</i> | 16 | 10,958 |
| <i>M. musculus</i> | 31 | 21,232 |
| <i>R. norvegicus</i> | 22 | 15,068 |
| <i>R. rattus</i> | 58 | 39,726 |

Tableau 2 – Nombre d'individus capturés selon les sites.

Table 2 – Number of individuals captured in each site.

| Espèce/site | Site 1 | Site 2 | Site 3 | Site 4 |
|----------------------|--------|--------|--------|--------|
| <i>A. sylvaticus</i> | 1 | 0 | 2 | 2 |
| <i>G. campestris</i> | 0 | 6 | 6 | 2 |
| <i>L. barbarus</i> | 0 | 10 | 6 | 0 |
| <i>M. musculus</i> | 10 | 6 | 15 | 0 |
| <i>R. norvegicus</i> | 20 | 0 | 2 | 0 |
| <i>R. rattus</i> | 10 | 48 | 0 | 0 |

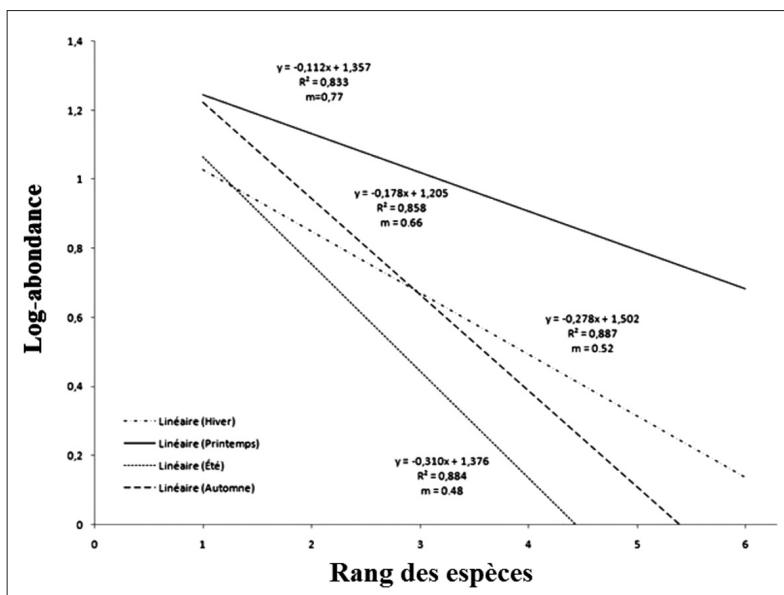


Figure 3 – Ajustement temporel du modèle de Motomura.

Figure 3 – Temporal adjustment of the Motomura model.

Tableau 3 – Matrice des indices d'association entre 6 espèces de rongeurs.

Table 3 – Matrix of association indices between the 6 rodent species.

| | <i>R. rattus</i> | <i>L. barbarus</i> | <i>G. campestris</i> | <i>M. musculus</i> | <i>R. norvegicus</i> | <i>A. sylvaticus</i> |
|----------------------|------------------|--------------------|----------------------|--------------------|----------------------|----------------------|
| <i>A. sylvaticus</i> | - 0,682 | - 0,238 | + 0,263 | + 0,555 | + 0,851 | |
| <i>R. norvegicus</i> | - 0,250 | - 0,578 | - 0,555 | + 0,773 | | |
| <i>M. musculus</i> | + 0,662 | + 0,574 | + 0,466 | | | |
| <i>G. campestris</i> | + 0,500 | + 0,866 | | | | |
| <i>L. barbarus</i> | + 0,567 | | | | | |
| <i>R. rattus</i> | | | | | | |

41 individus dans le site 1 (d'altitude 20 m), 70 individus dans le site 2 (d'altitude 30 m), 31 individus dans le site 3 (d'altitude 70 m) et 4 individus dans le site 4 (d'altitude 100 m), le nombre des individus capturés diminue avec l'augmentation de l'altitude à l'exception du site 2. Nous avons noté la présence de 4 espèces dans les sites 1 et 2 ; 5 espèces dans le site 3 ; et 2 seulement dans le site 4.

Le nombre élevé des espèces capturées dans les sites 1, 2 et 3 nous amène à tester l'affinité des différentes espèces de rongeurs au moyen de l'indice d'association (tableau 3). Le tableau montre des valeurs positives (affinité) et des valeurs négatives (incompatibilité), les degrés d'affinité sont différents entre les espèces. *Rattus norvegicus* montre une grande affinité avec *Apodemus sylvaticus* et *Mus musculus*, *Lemniscomys barbarus* et *Gerbillus campestris* montrent aussi une grande corrélation. On a aussi remarqué l'incompatibilité entre les deux espèces de rat *Rattus norvegicus* et *Rattus rattus*.

Nous avons complété nos résultats par un suivi de l'activité des espèces en fonction de l'intensité de la lumière des différentes phases de la lune. Nous avons mentionné les données dans le tableau 4. L'espèce *Lemniscomys barbarus* est exclue de cette analyse car il s'agit de la seule espèce diurne que nous avons capturée, tandis que les cinq autres espèces sont toutes nocturnes. Pendant les phases caractérisées par une lumière faible (dernier croissant, nouvelle lune et premier croissant), nous avons capturé 4 espèces avec un nombre de 54 individus dont 48 *Rattus rattus* ; durant les phases avec lumière moyenne (premier quartier et dernier quartier), nous avons capturé 5 espèces avec des effectifs relativement faibles et pour les phases d'intensité lumineuse forte (gibbeuse croissante, pleine lune et gibbeuse décroissante), nous avons capturé 4 espèces avec un nombre élevé de *Rattus norvegicus* (29 sur 52 individus capturés).

Tableau 4 – Nombre d'individus capturés selon l'intensité de la lumière lunaire.

Table 4 – Number of individuals captured depending on moon light intensity.

| Espèces | Lumière faible | Lumière moyenne | Lumière forte |
|----------------------|----------------|-----------------|---------------|
| <i>A. sylvaticus</i> | 2 | 3 | 0 |
| <i>G. campestris</i> | 3 | 10 | 1 |
| <i>M. musculus</i> | 1 | 1 | 29 |
| <i>R. norvegicus</i> | 0 | 3 | 19 |
| <i>R. rattus</i> | 48 | 7 | 3 |

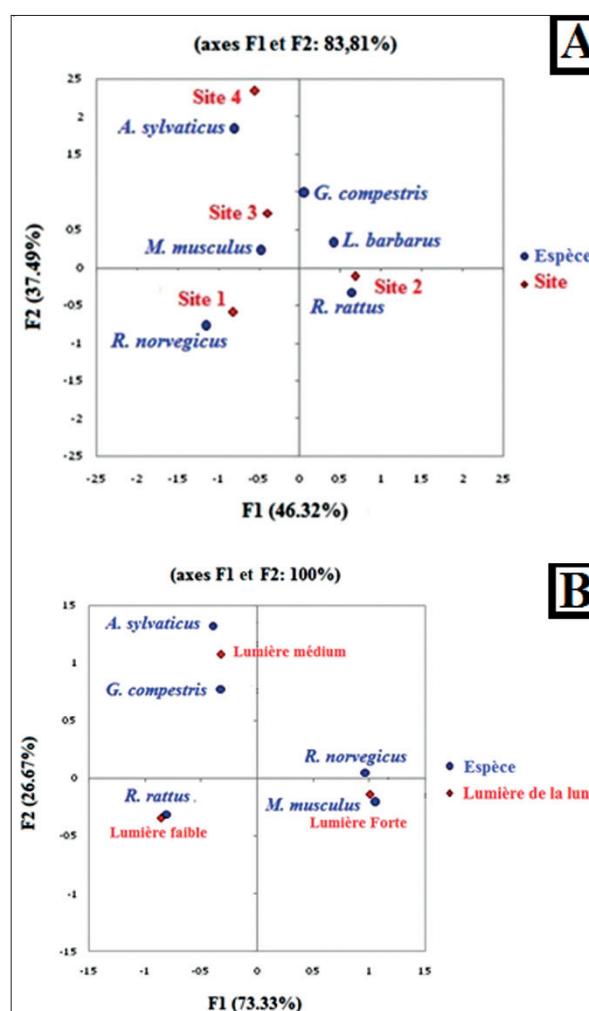


Figure 4 – Analyse factorielle des correspondances de la répartition spatiale (A) et temporelle (B) des espèces dans la région de Lansarine.

Figure 4 – Factorial analysis of the spatial and temporal distributions of species in the Lansarine region.

Pour simplifier les données récapitulées dans les deux tableaux 2 et 4, nous avons traité l'ensemble des informations par l'analyse factorielle des correspondances (figure 4). Pour la répartition spatiale suivant les 4 sites (figure 4 [A]), les axes 1 et 2 représentent les inerties des écarts à l'indépendance (46,32 %

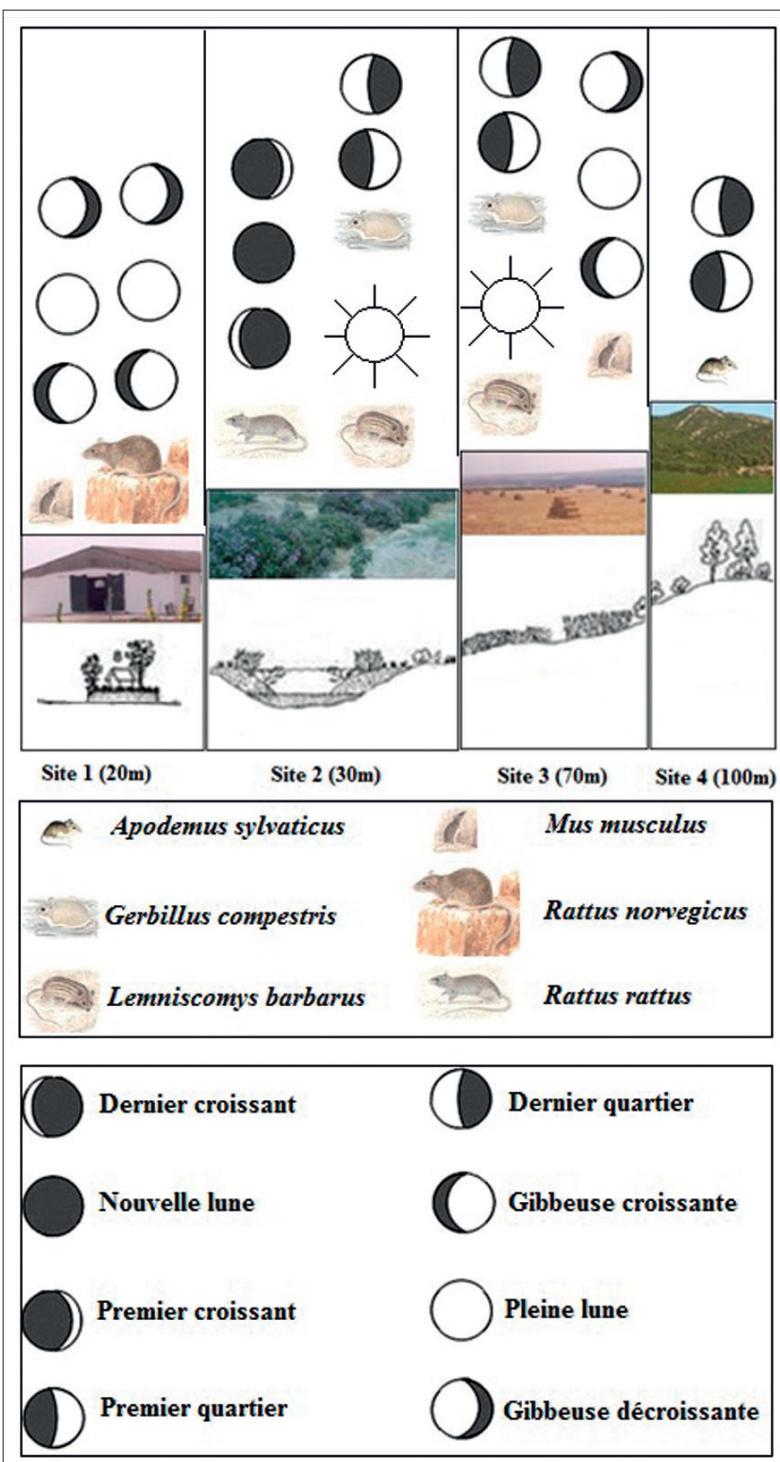


Figure 5 – Simulation de la distribution spatio-temporelle des rongeurs dans la région de Lansarine selon les sites de capture et les phases de la lune.

Figure 5 – Simulation of the spatio-temporal distribution of rodents in the Lansarin region according to the capture sites and the moon phases.

et 37,49 %). On observe que le site 1, en bas, (20 m) est loin du centre de gravité, il est colonisé essentiellement par la plus grande espèce (*Rattus norvegicus*), les sites 2 (30 m) et 3 (70 m), d'altitudes intermédiaires, sont les plus proches du centre de gravité et du profil moyen. Ces deux sites sont partagés par quatre espèces. Alors que le site 4 en haut (100 m) est écarté du centre, il constitue un habitat favorable pour l'espèce *Apodemus sylvaticus*. Pour la répartition temporelle suivant les huit phases de la lune (figure 4 [B]), les axes 1 et 2 représentent les inerties des écarts à l'indépendance (73,33 % et 26,67 %), les 3 groupes sont loin du centre de gravité et du profil moyen. Pour les deux sites 2 et 3 qui sont partagés par 4 espèces, *Rattus rattus* a choisi des phases lunaires caractérisées par une faible lumière, *Gerbillus campestris* a choisi des phases avec une intensité de lumière moyenne et *Mus musculus* est actif pendant les phases de lumière forte.

La ségrégation entre les six espèces se caractérise par une première séparation au niveau spatial et par une deuxième séparation au niveau temporel. Nous avons synthétisé l'ensemble de ces résultats dans la figure 5.

Discussion

Au cours de la période de prospection qui a duré 3 ans dans une région au nord de la Tunisie appelée la région de Lansarine, nous avons capturé six espèces avec un nombre total d'individus égal à 146. Parmi eux, seul *Lemniscomys barbarus* est diurne (Lahmam et al. 2008 ; Chakir et al. 2015).

Nous avons remarqué la présence de l'espèce *Rattus norvegicus* dans ce milieu, le rat gris a été considéré comme étant une espèce côtière et urbaine, la propagation de l'agriculture et le commerce ont peut-être favorisé son expansion. Précédemment, l'aire de répartition des autres espèces comprenait cette zone d'après les données mentionnées par Bernard (1969).

Le nombre des individus capturés est faible pour la majorité des espèces, cela peut être dû à la prudence des rongeurs contre les éléments inconnus dans leurs territoires, les pièges restent intacts durant quelques jours.

L'effectif de *Rattus rattus* est le plus élevé par rapport aux autres. L'indice de diversité de Shannon correspondant à ce milieu tend

vers H max et l'équabilité E est proche de 1. Théoriquement, ces deux indices indiquent des conditions environnementales favorables pour les six espèces.

Nous avons constaté des variations saisonnières de l'abondance des espèces d'après le modèle de Motomura. Plus la valeur de la constante environnementale (m) est élevée, plus le peuplement de rongeurs est diversifié, surtout au printemps qui montre des conditions favorables à la multiplication des espèces. Par contre, l'été montre la plus faible valeur de (m), les températures élevées en été sont un facteur limitant pour la majorité des espèces qui réduisent leur taux d'activité ou probablement modifient leur habitat, en particulier avec la prolifération de divers prédateurs tels que les serpents.

La différence des niveaux d'altitude a contribué à la création d'une sorte de stratification des espèces. Selon un gradient croissant d'altitudes, chaque espèce a choisi une zone convenable pour elle, les deux espèces de rat *Rattus norvegicus* et *Rattus rattus* sont installées dans les sites avec la plus basse altitude (site 1 et 2), ces deux espèces ont un indice d'association négatif ($I_a = -0,250$), ce qui note leur incompatibilité, on peut penser que l'arrivé du rat gris qui préfère les bâtiments a obligé le rat noir de quitter le site 1. *Gerbillus campestris* colonise le site 3, il a une grande affinité avec l'espèce diurne *Lemniscomys barbarus* ($I_a = +0,866$), *Apodemus sylvaticus* colonise le site avec la plus haute altitude (montagne), *Mus musculus* passe inaperçu dans le milieu grâce à sa petite taille et à son comportement furtif, il cohabite avec le rat gris dans les habitations, ces deux espèces montrant une grande affinité ($I_a = +0,733$).

En plus de la luminosité, le climat, la prédatation, la compétition interspécifique et l'abondance des aliments sont les principaux facteurs influant sur le rythme et l'intensité de l'activité des rongeurs (Galindo-Leal & Krebs 1998). Pour les animaux nocturnes qui préfèrent l'obscurité, la lumière naturelle de la lune peut être un facteur permettant ou limitant le mouvement des individus. D'après notre échantillonnage, on a constaté que durant les différentes phases de la lune, chaque espèce est active pendant une période spécifique. L'espèce *Lemniscomys barbarus* n'est pas mentionnée dans cette analyse puisque c'est la seule espèce diurne. Dans les habitats ouverts, le rythme d'activité de l'espèce *Rattus rattus* est lié à des phases

pratiquement sombres, évitant les risques de préation. *A. sylvaticus* et *G. campestris* sont capturés essentiellement pendant des nuits caractérisées par des intensités moyennes de lumière lunaire. Ce choix peut être aussi en relation avec l'acuité visuelle des espèces qui peut être différente. Dans le site 1, *Mus musculus* et *Rattus norvegicus* préfèrent les phases lunaires à forte intensité lumineuse, la luminosité facilite la recherche de nourriture. En conclusion, la ségrégation spatio-temporelle a permis de diminuer fortement la compétition entre les espèces, et potentiellement la préation. Pratiquement, l'espace et le temps d'activité ont été adaptés de manière à optimiser l'exploitation des ressources trophiques disponibles et à éviter le maximum de risques.

Outre la description quantitative de la communauté de rongeurs dans la région de Lansarine, notre étude montre que les paramètres environnementaux et la composition de la communauté ont un impact sur la répartition et l'activité des différentes espèces. Une meilleure compréhension des mécanismes d'adaptation des espèces à l'évolution de ces paramètres permettra d'anticiper l'évolution de la communauté face aux changements globaux.

Bibliographie

- Bernard J., 1969. Les mammifères de Tunisie et des régions voisines. *Bulletin de la faculté d'agriculture, université de Tunis*, 162 p.
- Bernard J., 1970. Clé de détermination des rongeurs de Tunisie. *Archives de l'institut Pasteur de Tunis* 47 : 265-307.
- Chakir I., Dumont S., Pévet P., Ouarour A., Chalet E. & Vuillez P., 2015. The circadian gene Clock oscillates in the suprachiasmatic nuclei of the diurnal rodent Barbary striped grassmouse, *Lemniscomys barbarus*: a general feature of diurnality. *Brain Research* 1594: 165-172.
- Chetoui M., 2000. *Contribution à l'étude morphométrique, caryologique et hémoglobinique des genres Gerbillus et Dipodillus (rongeurs, Gerbillidae) de Tunisie. Approche phylogénique*. Thèse de doctorat en biologie. Faculté des sciences de Tunis. Tunisie, 187 p.
- Chibani J., & Chéniti T.L., 1982. Étude caryologique des gerbilles (genre : *Gerbillus*) de Tunisie. *Journal de la faculté des sciences de Tunis* 2 : 147-153.
- Cockrum E.L., Vaughan P.J. & Vaughan T.C., 1976. A review of North African short tailedgerbils (*Dipodillus*) with description of a new taxon from Tunisia. *Mammalia* 40: 313-326.
- Cointepas J.P., 1971. *Note explicative concernant la légende de la carte pédologique de la Tunisie au 1/1.000.000°*. Ministère de l'Agriculture, Tunisie.

- Corbalán, V., & Ojeda, R., 2004. Spatial and temporal organisation of small mammal communities in the Monte desert, Argentina. *Mammalia mamm* 68(1): 5-14.
- Daget J., Lecordier C. & Leveque C., 1972. Notion de nomocénose : ses applications en écologie. *Bull. Soc. Ecol.* III(4) : 448-462.
- Galindo-Leal C. & Krebs C.J., 1998. Effects of Food Abundance on Individuals and Populations of the Rock Mouse (*Peromyscus diffcilis*). *Journal of Mammalogy* 79(4): 1131-1142.
- Harrison D.L., 1967. Observation on some rodents from Tunisia with description of a newgerbill (Rodentia, Gerbillinae). *Mammalia* 31: 381-389.
- Inagaki H., 1967. Mise au point de la loi de Motomura et essai d'une écologie évolutive. *Vie et Milieu* 18 : 153-166.
- Jiang, G., Liu, J., Xu, L., Yan, C., He, H., & Zhang, Z., 2015. Intra-and interspecific interactions and environmental factors determine spatial-temporal species assemblages of rodents in arid grasslands. *Landscape ecology* 30(9): 1643-1655.
- Jordan RG, Davis BL & Beccar H., 1974. Karyotypic andmorphometric studies of Tunisian *Gerbillus*. *Mammalia* 38(4): 667-680.
- Koteja P. & Weiner J., 1993. Mice, Voles and Hamsters: Metabolic Rates and Adaptive Strategies in Murid Rodents. *Oikos* 66(3): 505-514.
- Lahmam M., El M'rabet A., Quarour A., Pevet P., Challet E. & Vuillez P., 2008. Daily behavioural rhythmicity and organization of the suprachiasmatic nuclei in the diurnal rodent *Lemniscomys barbarus*. *Chronobiology International* 25: 882-904.
- LeFloc'h E., 1989. Carte bioclimatique de la Tunisie. In : Nabli M.A. (ed.), *Essai de synthèse sur la végétation et la phyto-écologie tunisiennes. I. Éléments de botanique et phyto-écologie*. Publication de la faculté des sciences de Tunis. Tunisie.
- Liubashevskii N.M. & Starichenko V., 2010. The adaptive strategy of rodent populations living in conditions of radioactive and chemical environmental pollution. *Radiatsionnaia Biologija Radioecologija* 50(4): 405-413.
- Motomura I., 1932. On the statistical treatment of assemblages. *Zoological Magazine* 44: 379-383.
- Pielou E.C., 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley, New York, 286 p.
- Promkerd P., Khoprasert Y., Virathavone P., Thoummabouth M., Sirisak O. & Jäkel T., 2008. Factors explaining the abundance of rodents in the city of Luang Prabang, Lao PDR, as revealed by field and household surveys. *Integrative Zoology* 3(1): 11-20.
- Ranck G.L., 1968. The rodents of Libya: Taxonomy, ecology, and Zoogeographical relationships. *Bulletin of the United States National Museum* 275: 1-264.
- Shannon C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27: 379-423 and 623-656.
- Smith A.T. & Xie Y., 2008. *A Guide to the Mammals of China*. NJ: Princeton University Press, Princeton.
- Southwood T.R.E. 1966. *Ecological methods, with particular reference to the study of insects. populations*. Methuen and Co., London, 391 p.
- Wilson D.E. & Reeder D.M., 2005. *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. United States, 2 142 p.

Restauration écologique des forêts par l'utilisation d'espèces autochtones au nord-ouest de la Tunisie : une nouvelle expérience d'approche participative

Forest Ecological restoration by the use of native species in the North West of Tunisia: a brand new experience of participatory approach

Issam TOUHAMI*, Ali KHOCHANI, Zouheir NASR, Mohamed Tahar ELAIEB,
Touhami RZIGUI, Abdelhamid KHALDI

1. University of Carthage. The National Research Institute of Rural Engineering, Water and Forestry, INRGREF, Laboratory of Management and Valorization of Forest Resources, BP 10 Ariana 2080, Tunisia

* Corresponding author: issam_touhami@yahoo.fr

Received: 30 Jan., 2019; First decision: 1 March, 2019; Revised: 10 June, 2019; Accepted: 26 June, 2019

Résumé

La restauration des massifs forestiers est essentielle face à la perte et à la dégradation continues des forêts à l'échelle mondiale. La zone d'étude de M'sid-Nefza au Nord Ouest de la Tunisie souffrent ainsi d'un problème de dégradation continu. Cette situation résulte des effets combinés de plusieurs facteurs historiques, socio-économiques, sylvicoles et naturels. Un programme d'approche participative intégrée avec différentes parties prenantes (communautés locales, services forestiers locaux et scientifiques) visant à réduire la dégradation des terres et à promouvoir la restauration des forêts a été mis en place. Dix espèces végétales de provenance locale ont été utilisées pour ce projet de restauration. Dans une parcelle de 7 ha, plus de 1 000 plantules ont été plantées. Après deux années, le site pilote est resté intact, libre de tout acte de vandalisme et de pâturage. Les indicateurs du fonctionnement des écosystèmes mesurés sont

en cours d'amélioration mais l'importante implication et la motivation des communautés locales pour la mise en œuvre du projet constituent un réel support pour le succès de cette expérience de restauration.

Abstract

Restoring forest landscapes is critical in the face of continued global forest loss and degradation. The study area of M'sid-Nefza in North West of Tunisia suffers a continuous degradation problem. This situation results from the combined effects of several historical, socio-economic, silvicultural and natural factors. A program for integrated participatory approach with different stakeholders (local communities, local forest services, and scientists) to reduce land degradation and to promote forest restoration was implemented. Ten plant species of local provenances were used for this restoration

Mots-clés : restauration, espèces autochtones, approche participative, projet ECOPLANTMED, Tunisie.

Keywords: restoration, native species, participatory approach, ECOPLANTMED project, Tunisia.

project. In a 7ha plot, more than 1000 seedlings were planted. After two years, the pilot site remains intact, free of any act of vandalism, and grazing. Indicators of ecosystem functioning were measured and are improving. The involvement and motivation of the local communities for the implementation of the project, constitutes a real support for the success of the restoration experience.

Introduction

Increasing knowledge about the extent of land degradation and its alarming consequences for human well-being has led to continuous efforts to combat this global phenomenon. Land restoration (“the process of assisting the recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged, or destroyed”; Restoration International Science & Policy Working Group 2004), which is one of the most commonly adopted responses to land degradation, has received increasing attention. In dry environments, lands are highly sensitive when faced with anthropogenic disturbance and degradation (Rundel 1998). Plant cover is scarce and especially vulnerable to disturbances and to unpredictable and prolonged periods of drought. Plant recovery after damage is very difficult under these stressful conditions, and this applies both to natural regeneration and to restoration. Therefore, as plant regeneration is the major driver of ecosystem recovery, land restoration is especially necessary and, at the same time, difficult. Major difficulties for reintroducing plants in Mediterranean degraded lands are related to a combination of high water stress and regimes of high risk of varied post-plantation disturbances, including fire and grazing by domestic or wild animals, combined with relatively moderate impacts from competition (Rundel 1998). In moister environments, stress is lower and competition higher. Therefore, restoration of Mediterranean ecosystems would especially require addressing ways of overcoming water stress and avoiding or mitigating the impact of disturbances (Vallejo *et al.* 2009).

The use of native species in ecosystem restoration requires prior researches on their auto-ecology, ecophysiology and appropriate cultivation techniques. In Europe, accordingly, the recent reforestation measures for setting aside agricultural lands, promoted under the Common Agricultural Policy of the European

Union, was realized to aid in recovering native forest ecosystems. Using native plants for habitat restoration or as a substitute for exotic ornamental plants on both public and private land can contribute to long-term protection and enhancement of our natural and cultural heritage as well as landscape protection, management and planning. Furthermore, using native plants can increase ecosystem resilience to climate change and combat the proliferation of invasive alien plants.

The necessity for participation in restoration project has increasingly been recognized on a global scale (McDonald *et al.* 2016). The United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD)-Ninth Conference of Parties stressed the need of joint work among the general public, local governments, research institutes and international financing agencies for the great importance of a collaborative approach in assuring the coherence, depth and continuity of actions to combat desertification (UNCCD 2009). In the area of land restoration, this approach is advocated by many restoration ecologists and social scientists. For Light (2000), the practice of ecological restoration contains an inherent democratic potential. This idea indicates the inclusive background of ecological restoration. A true restoration project must therefore embrace public participation. Other authors perceive restoration as a value-based activity and that it should focus on assisting the recovery of ecosystem attributes and services that are valuable to humans (Davis & Slobodkin 2003).

A participatory approach to land restoration means that there is well established partnership and contractual relationships between all stakeholders. Therefore a participatory intervention is the one resulting from explicit consensus through negotiation between the different stakeholders. According to Gallard & Koné (1994), “*Participation is a dynamic, functional and pragmatic approach in which development agents and populations combine their knowledge, their know-how and willingness, in concerted actions of partnership in order to sustainably improve the management of these actions*”. This conception invites the restoration practitioners to recognize that local people have an important role to play in the conception, planning, implementation and evaluation of restoration activities.

In North African countries, experiences of forest participatory restoration are not frequent

(Khater *et al.* 2012). Forest restoration in rural areas of these countries must often deal with high levels of demographic growth, poverty, illiteracy, and strong dependence on local natural resources (Le Houérou 2000). The existence of customary and collective forms of natural resource exploitation and the delay in achieving forest delimitation sometimes lead to confusions in land tenure, and create land-ownership conflicts with local inhabitants, particularly farmers (Génin & Benchekroun 2007). Furthermore, participatory forest management is still a new concept in these countries and it faces political and institutional obstacles (Derak *et al.* 2017). Indeed, local populations have rarely a relevant role in the decision-making process linked to natural resource management, and they are considered as subordinated beneficiaries rather than real partners (Wily 2002). In Tunisia, the General Directorate of Forest (DGF) attaches a high importance to participation and partnership principles in forest plantation programs; forest restoration is often subject to massive opposition, particularly in the north (DGF 2010). There are two main reasons for this negative response. First, local inhabitants, who overexploit forest resources and claim for the transformation of forest to agricultural land, perceive reforestation actions as a possible threat to their interests (Grovel 1996). Second, most reforestation programs focus on *Pinus halepensis* L., despite its low ecological suitability for the area (Benabid 1983) and its low social acceptance (DGF 2005).

In response to these issues, the present demonstrative project of participatory forest restoration aims to: (1) Promote a sustainable development program by enhancing the conservation of native plants and promoting their use in restoration habitat and (2) Provide a program for a potential participatory restoration project based on knowledge sharing, trust, and active stakeholder participation.

Participatory restoration approach

Participation by the population consists of recognizing the power of this population to take initiative and make decisions in the definition and implementation of actions and programs that concern their present and future life. This means that interveners must recognize local

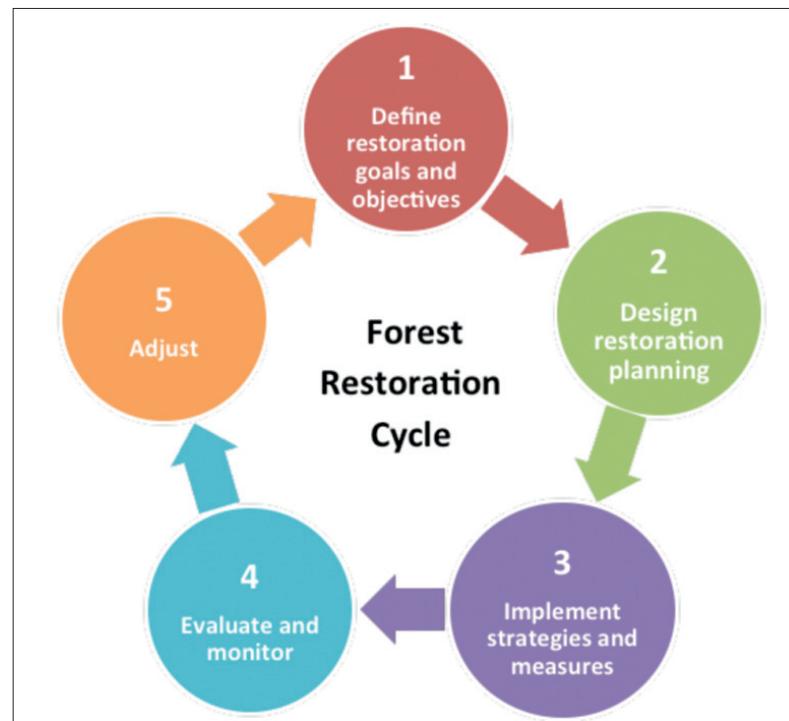


Figure 1 – Restoration approach in the degraded area of M'sid-Nefza in North West Tunisia (adapted from Derak *et al.* 2017).

people as stakeholders and key partners. They should not consider them as just targets of a project or means of implementing decisions that have been taken without their involvement. Participatory restoration approach is based on five steps (Figure 1), that is: (1) define restoration goals and objectives; (2) design restoration planning; (3) Implement strategies and measures; (4) evaluate and monitor; and (5) adjust in a successive and iterative way (Clewell & Aronson 2007; Derak *et al.* 2017).

Study area of M'sid-Nefza

The study area (Figure 2) is located in the northwest of Tunisia ($36^{\circ} 56'N$, $9^{\circ} 03'E$) and belongs to the town of Nefza. The total forest area covers 22,398ha (DGF 2005). The pilot site of M'sid is located on a former cork oak forest, degraded by deforestation and overgrazing. The soil is being washed out due to lack of vegetal cover. The absence of original trees (*Quercus suber*) and 70% of the area covered by *Cistus monspeliensis*, a proliferating species are indices significant of soil degradation (DGF 2010). The site is a public land owned by the forest service and is used as rangeland by people living in the village nearby. It is included in lower-humid ioclimatic zonation with mild winter. The mean

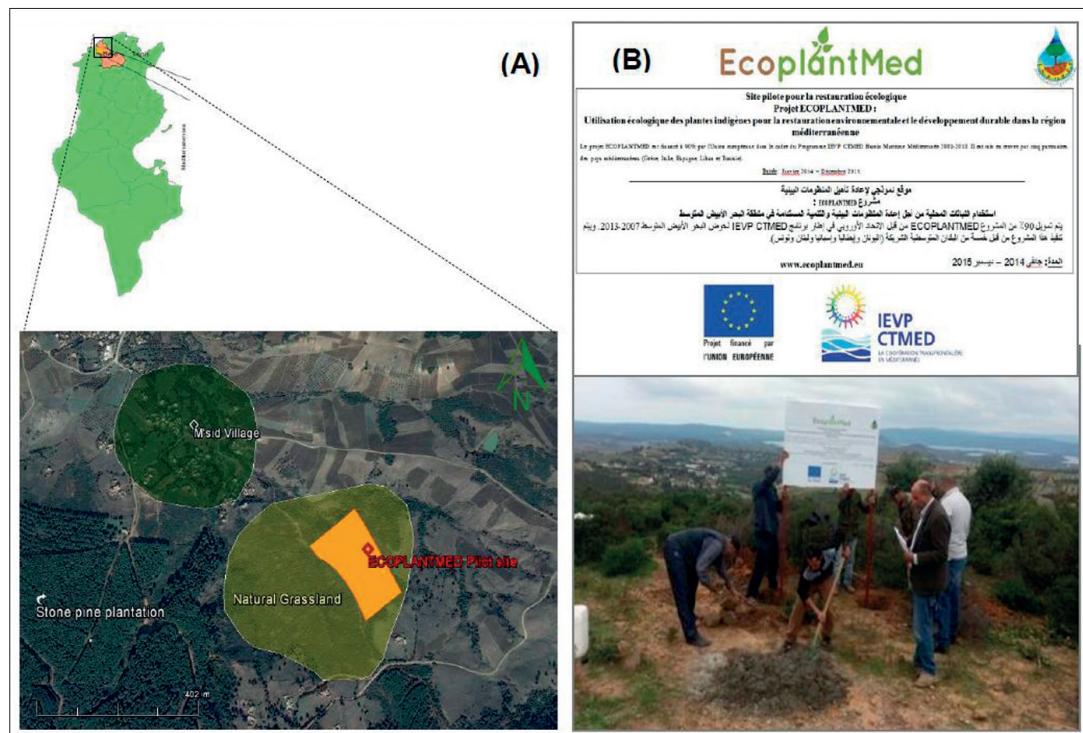


Figure 2 – (A) Location of the study area of M'sid-Nefza, North West of Tunisia and (B) Panel describing the main features of the ECOPLANTMED project.

annual rainfall is 922mm and the mean annual temperature is 19.2°C. The soil has mostly a clay sandstone texture. The east and the middle of the site are covered by marl with a high percentage of clay (35-65%).

The main species present are: *Cistus monspeliensis* L., *Pistacia lentiscus* L., *Olea europaea* L. var. *sylvestris*, *Myrtus communis* L., *Phillyrea latifolia* L., *Hedysarum coronarium* L., *Drimia maritima* (L.) Stearn and *Trifolium subterraneum* L. Native Tunisian ecosystems (forests, grasslands, steppes, etc.), like all south Mediterranean countries, are undergoing continuous degradation for several decades like the pilot site (Figure 2). This situation results from the combined effects of several historical, socio-economic and natural factors. It includes forest clearing by man for farmland, repeated fires and lack of forest management operations. Several explanations are given by foresters about abiotic and biotic factors for this particular site and some others areas such as: (1) The absence of appropriate forest management practices to promote seed production; (2) Illegal seed and wood collection by inhabitants; (3) Damage caused by overgrazing, etc.

The ECOPLANTMED project

This work is part of a research project entitled ECOPLANTMED (2014-2016) «*ECOlogical use of native PLANTS for environmental restoration and sustainable development in the MEDiterranean region*; www.ecoplantme.eu». It is a joint Mediterranean initiative based on the collaboration among seed banks research institutes and institutions dealing with native plant conservation and management. The project aims to contribute to halting the loss of biodiversity and to promote a sustainable development program in the Mediterranean region by enhancing the conservation of native plants and promoting their use in habitat restoration. We developed a demonstrative participatory ecological restoration approach of M'sid-Nefza Forest. Stakeholders were involved from the start of the project and were given a relevant role in all its steps.

Restoration Planning Phase

The purpose of the Restoration Planning Phase (RPP) is to evaluate potential degradations to natural resources and services and to use that information to determine the

Table 1 – List of the selected species.

| Nb | Scientific name | Family | Distance between holes (m) | Description of species | Interest |
|----|--|-------------|----------------------------|--|-----------------------------------|
| 1 | <i>Capparis spinosa</i> L. | Capparaceae | 3 | Mediterranean xeric grasslands | Important for the habitat |
| 2 | <i>Ceratonia siliqua</i> L. | Fabaceae | 6 | Olive-carob forests | Important for habitat, multi-uses |
| 3 | <i>Cytisus villosus</i> Pourr. | Fabaceae | 3 | Mediterranean xeric grasslands | Important for habitat, rare |
| 4 | <i>Laurus nobilis</i> L. | Lauraceae | 3 | Continental laurel-oak woodland | Very rare, to be protected |
| 5 | <i>Lavandula dentata</i> L. | Lamiaceae | 3 | Mediterranean xeric grasslands | Important for the habitat |
| 6 | <i>Medicago arborea</i> L. | Fabaceae | 3 | Thermo-Mediterranean shrub formations | Naturalized in Tunisia |
| 7 | <i>Myrtus communis</i> L. | Myrtaceae | 3 | Meso-Mediterranean silicicolous maquis | Important for the habitat |
| 8 | <i>Pinus pinaster</i> Aiton | Pinaceae | 6 | Mediterranean pine woods | Native |
| 9 | <i>Retama sphaerocarpa</i> (L.) Boiss. | Fabaceae | 3 | Thermo-Mediterranean shrub formations | Important for the habitat |
| 10 | <i>Ruta chalepensis</i> L. | Rutaceae | 3 | Mediterranean xeric grasslands | Important for the habitat |

need for and scale of restoration actions. The Restoration Planning Phase provides the link between degradation and restoration. The RPP has two basic components: degradation assessment and restoration selection (Reinharz & Burlington 1996). The goal of degradation assessment is to determine the nature, degree, and extent of any degradation to natural resources and ecosystem services. This information is necessary to provide a technical basis for evaluating the need for, type of, and scale of restoration actions. The restoration selection was composed of four steps: (a) Developing Restoration Alternative; (b) Scaling Restoration Actions; (c) Selecting a Preferred Restoration Alternative; and (d) Developing a Restoration Plan.

Implementation

The action consisted of planting 1000 seedlings and sowing more than 1000 seeds of 9 selected native species: *Capparis spinosa* L., *Ceratonia siliqua* L., *Cytisus villosus* Pourr., *Laurus nobilis* L., *Lavandula dentata* L., *Myrtus communis* L., *Pinus pinaster* Aiton, *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss., *Ruta chalepensis* L., and one naturalized species: *Medicago arborea* L. (Table 1) provided by the National Research Institute of Rural Engineering, Water and Forestry (INRGREF) and the local forest service's of Nefza. In the field participatory planting was carried out by 45 stakeholders (30 women and 15 men), including 5 researchers and 3 managers representing the regional forest service on 10 and 11 December, 2016. Same local workers were paid for digging the planting holes.

Selected species

The 9 Tunisian native species (Table 1) which were used for ecological restoration on the pilot site were selected according to five common criteria: (1) Woody or perennial herbaceous species; (2) Species from habitats chosen on the base of CORINE BIOTOPES habitat classification; (3) Species of structural importance for the habitat; (4) Species for which we can collect large quantities of seeds, that are easy to work with during cleaning and testing, suitable for reproduction in nurseries; (5) Species selected on the basis of their importance from a local point of view (*ex situ* conservation) or on the basis of a common scientific interest among partners; and (6) Species for which there is no published scientific protocol for their propagation and to provide technical support for users. *Medicago arborea*, a naturalized species, was selected for its pastoral and high ecological interest: it is a nitrogen fixer and a cold-, drought- and salt-tolerant plant species (Sibole *et al.* 2003).

Soil preparation and fencing

The site was divided into alternate 25m strips of natural shrubby vegetation and 25m strips where shrubby vegetation was completely cleared before planting (Figure 3). The strips were set along level curve and their width based on soil type and topography of the area. Before starting planting and seeding, we fenced the area to prevent grazing (to do so, poles were set every 4m in 40 × 40 × 40cm holes-fence is 2m high).

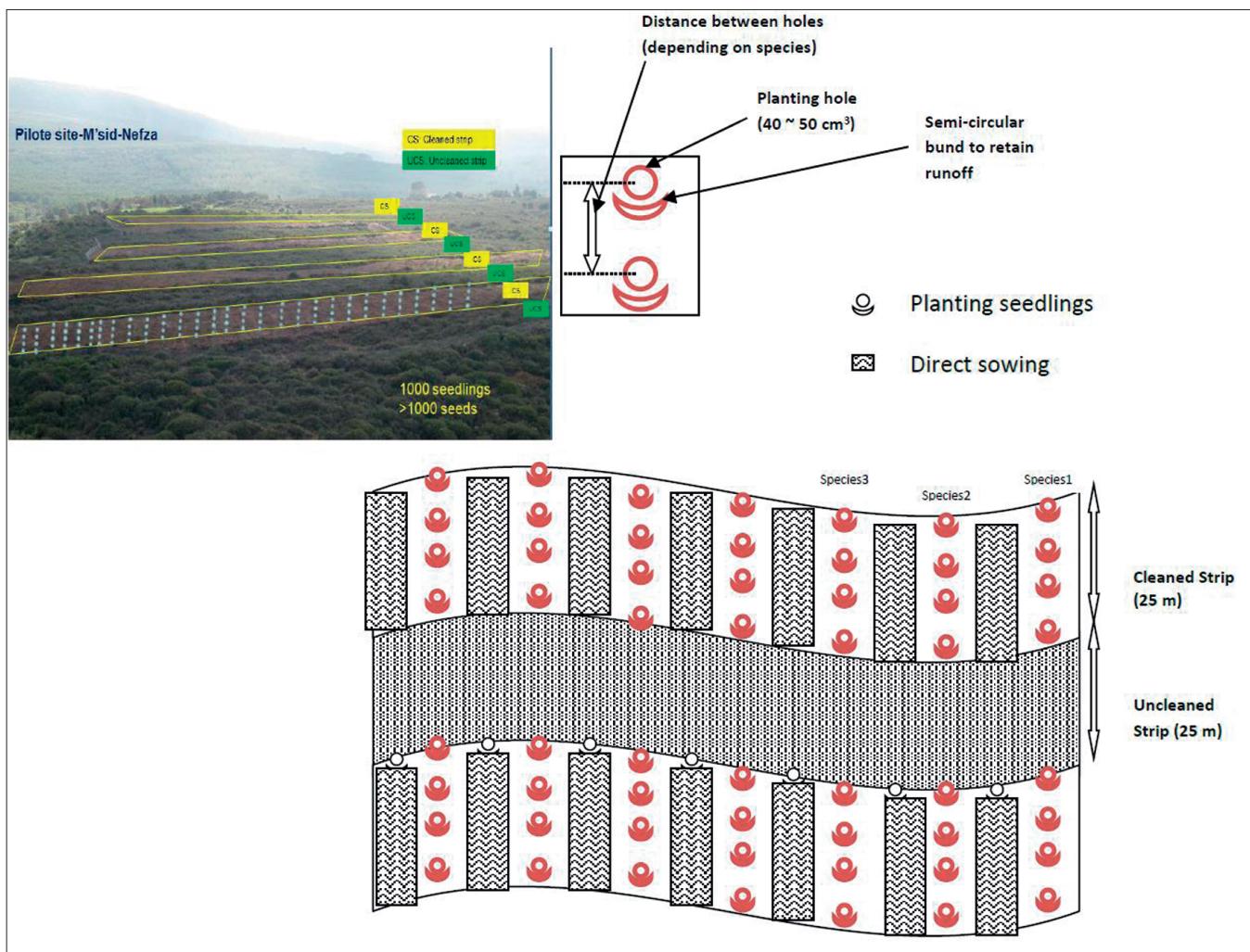


Figure 3 – Planting and sowing design. General view. (CS: Cleaned strip; UCS: Uncleaned strip).

Planting techniques

Two techniques were tested: planting seedlings and direct sowing of seeds. To plan seedlings, soil preparation required the creation of holes. Seedlings of the 10 selected species were carefully planted in the middle of the hole to develop good roots. Distance between holes in the same strip depended on the species. The root system was then covered with soil moderately compacted by hands or by feet. Soil preparation and semi-circular bunds were made down slope from the seedlings to retain runoff (Figure 3).

Monitoring and evaluation

Monitoring and evaluation are essential to determine whether restoration projects are implemented correctly and are performing as expected so that we achieve the intended

benefits. It also helps to ensure that project and program resources are used efficiently and effectively. The Society for Ecological Restoration Primer provides a list of nine key attributes of successful restoration to help practitioners identify appropriate indicators of restoration success: (1) similar diversity and community structure when compared to the reference ecosystems; (2) presence of indigenous species; (3) presence of functional groups that can allow long-term stability; (4) suitable physical environment to sustain reproductive ability of the biological component; (5) normal functionality; (6) integration with its surrounding landscape; (7) absence or highly reduced threats to its health and integrity; (8) sufficient resilience; (9) self-sustainability (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004). Evaluating the restoration status of the ECOPLANTMED program is essential for its long-term management. For this reason, monitoring of the



Figure 4 – Example of collaboration between all the stakeholders in the participatory forest restoration approach carried out within the ECOPLANTMED project. (A) Photo of the pilot site before the intervention; (B) pilot site with cleared shrubby vegetation: discussion with stakeholders about the restoration program; (C) fencing; (D) preparation of planting holes; (E) Collective organization before the beginning of the restoration actions; (F) Transport of seedlings to the site; (G) and (H) broad participation of women in the restoration initiative.

planted seedlings and the sown seeds were performed once a month and they were categorized as alive or dead. Growth parameters for seedlings were also measured, such as height and collar diameter.

After two years, the pilot site remains intact, free of any act of vandalism, and grazing. Preliminary results showed an average percentage of seedlings survival of about 80% for the year 2017 and 67% for the year 2018. Some species like *Capparis spinosa* and *Retama sphaerocarpa* present a higher success rate about 96% and 85% respectively. Unfortunately, seed germination was not successful. Seed germination depends on both internal and external conditions. Various plants require different variables for successful seed germination. Some results of seedlings success are shown in figure 5.

Despite these positive indicators, many disadvantages in the present project must be avoided in future restoration project, such as: (1) The availability of local populations for physical work may also be a constraint, due to the high burden of activities characterizing restoration at any time of the year, although this problem can be overcome with sound planning. (2) The interaction between people with diverse and often diverging interests is usually not an easy task. The different views on the processes in the natural environment can be a source of conflicts between experts and local people about the design and management of natural areas (Ryan 2000). The challenge is therefore to find ways to relate the different observations of the various stakeholders.

Merits and limits of the ECOPLANTMED Project

Several lessons can be learned from the present demonstrative project, such as: (1) In our project, we found various opportunities to build trust between stakeholder groups. Thus, the signature of the agreement between the local communities of M'sid-Nefza, local forest service and scientists translated their will to overcome disagreements, to trust each other, and to work together for the purpose of conserving of native plants and promoting their use in habitat restoration. In addition, participants expressed their availability for future participatory restoration project. (2) The positive involvement of women in all steps of the restoration process. (3) The interaction with scientists can also be an opportunity for local people to learn certain restoration techniques (i.e., planting, fencing, and sowing, etc.), and knowledge about topics related to natural areas can lead people to look at nature differently (Kaplan & Herbert 1987) and can lead to a global appreciation of environmental problems (Light 2000). It is however important to note that these appreciations which may result from participation in a restoration project cannot justify restoration in many developing countries like Tunisia where the rationale of restoration gravitates around the improvement of the natural capital to meet basic human needs.

Conclusions

Our participatory restoration is therefore an approach in which all the stakeholders are involved in the whole project cycle. We developed an integrated program to reduce degradation and to promote the use of native plants in restoration habitat. Our demonstrative project showed that in the study area of low-economic income, local communities could be encouraged by an adequate design of participatory program in forest restoration. Such program may improve stakeholder perception of the positive role of ecological restoration by native species, and collaborate in a collective restoration effort. Restoration projects are in most cases labour-intensive, and local communities, when sufficiently involved and motivated, can contribute to the workforce, both for the implementation of the project and for the protection of a restored site.

Acknowledgments

This study was carried out by the National Research Institute for Rural Engineering, Water and Forestry, INRGREF (Tunisia), and was funded by the ECOPLANTMED project (www.ecoplantmed.eu), co-financed by the European Union through the ENPI CBC Mediterranean Sea Basin program. The authors thank all stakeholders for their contribution and support in different phases of the project, and all forest technicians of Nefza for their great help and support in making this project possible.



Figure 5 – Example of some monitoring success seedlings after two years of restoration. (A) *Capparis spinosa*; (B) *Medicago arborea*; (C) *Pinus pinaster*; (D) *Laurus nobilis*; (E) *Lavandula dentata*; (F) *Ruta chalepensis*; (G) *Cytisus villosus*; and (H) *Retama sphaerocarpa*.

Bibliography

- Benabid A., 1983. Problèmes posés par l'aménagement sylvopastoral et la reforestation dans le Rif centro-occidental (Maroc). *Annales de la Recherche Forestière au Maroc* 123 : 385-423.
- Clewell A. & Aronson J., 2007. *Ecological restoration: principles, values and structure of an emerging profession*. Island Press (eds.), Washington D.C.
- Davis M.A. & Slobodkin L.B., 2003. The science and values of restoration ecology. *Restoration Ecology* 11: 1-3.
- Derak M., Cortina J., Taiqui L. & Aledo A., 2017. A proposed framework for participatory forest restoration in semiarid areas of North Africa. *Restoration Ecology* S1: S18-S25; doi: 10.1111/rec.12486.
- DGF-Direction Générale des Forêts de Tunis. 2005. *Résultats de l'inventaire forestier national sur l'échelon de Jendouba*, Gouvernorats de Bizerte, Béja et Jendouba. 129 p.
- DGF-Direction Générale des Forêts de Tunis. 2010. *Résultats du deuxième inventaire forestier et pastoral national*. IFPN, 195 p.
- Gallard J. & Koné P., 1994. *Appui au programme de développement de la foresterie rurale au Sénégal. Manuel de formation*. Rome, 50 p.
- Génin D. & Benchekroun F., 2007. *De la parole aux gestes. Eléments de réflexion sur les dispositifs de gestion concertée des ressources forestières et pastorales au Maroc*. LPED, Marseille, France.
- Grovel M.R., 1996. La préservation des forêts du Rif centro-occidental : un enjeu de développement de la montagne rifaine. *Revue de Géographie Alpine* 84: 75-94.
- Kaplan R. & Herbert E.J., 1987. Cultural and Subcultural Comparisons in Preference for Natural Settings. *Landscape and Urban Planning* 14: 281-283.
- Khater C., Raavel V., Sallantin J., Thompson J.D., Hamze M. & Martín A., 2012. Restoring ecosystems around the Mediterranean basin: beyond the frontiers of ecological science. *Restoration Ecology* 20: 1-6.
- Le Houérou H.N., 2000. Restoration and rehabilitation of arid and semiarid Mediterranean ecosystems in North Africa and West Asia: a review. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 14: 3-14.
- Light A., 2000. Contemporary Environmental Ethics From Metaethics to Public Philosophy. *Metaphilosophy* 33(4): 426-449.
- McDonald T., Gann G.D., Jonson J. & Dixon K.W., 2016. *International standards for the practice of ecological restoration-including principles and key concepts*. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C. pp. 47.
- Rundel P.W., 1998. Landscape Disturbance in Mediterranean-Type Ecosystems: an Overview. In: P.W. Rundel, G. Montenegro, and F.M. Jaksic (eds), *Landscape Disturbance and Biodiversity in Mediterranean-Type Ecosystems*. Springer Berlin Heidelberg. Berlin, Heidelberg, pp. 3-22.
- Ryan R.L., 2000. A people-centered approach to designing and managing, restoration projects: Insights from understanding attachment to urban areas. In Gobster, P.H. and R.B. Hull (eds.) *Restoring Nature: Perspectives from the social sciences and humanities*. Washington, DC, Island Press, pp. 209-228..
- Sibole J.V., Cabot C., Poschenrieder C. & Barcelo J., 2003. Ion allocation in two different salt-tolerant Mediterranean *Medicago* species. *J Plant Physiol*. 160: 1361-1365.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International. Available from <http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-internationalprimer-on-ecological-restoration>.
- UNCCD- The United Nations Convention to Combat Desertification. 2009. *Ninth session of the conference of the parties (COP 9)*. 21 September-2 October 2009.
- Vallejo R. 2009. Introduction: Problems and perspectives of dryland restoration. In: Bautista, S., J. Aronson, and R. Vallejo (eds.), *Land Restoration to Combat Desertification. Innovative Approaches, Quality Control and Project Evaluation*. Fundación CEAM, 168 p.
- Wily L.A., 2002. *Gestion forestière participative en Afrique: un aperçu des progrès et des problèmes*. Second international workshop on participatory forestry in Africa: Defining the way forward: sustainable livelihoods and sustainable forest management through participatory forestry. 18-22 February 2002 Arusha, United Republic of Tanzania, pp. 331-339.

Analyse phytosociologique et phytoécologique des formations forestières à pin laricio de Corse (*Pinus nigra* J.F. Arnold subsp. *laricio* Maire)

Phytosociological and phytoecological survey of Corsican Pine forests

Christian GAUBERVILLE^{1,*}, Christophe PANAIOTIS², Frédéric BIORET³, Jorge CAPELO⁴

1. 11, Trugny, 41370 Josnes, France

2. Office de l'environnement de la Corse 14, avenue Jean Nicoli,
20250 Corte, France

3. Univ Brest, EA 7462 Géoarchitecture, F- 29200 Brest, France

4. Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária I.P.,
Herbarium Quinta 2780-159 Oeiras, Portugal

* Auteur correspondant : cgauberville@gmail.com

Received: 19 May, 2019; First decision: 28 May, 2019; Revised: 10 June, 2019; Accepted: 11 June, 2019

Résumé

Dans cette étude phytosociologique et phytoécologique, l'ensemble des formations forestières à pin laricio de Corse (*Pinus nigra* J.F. Arnold subsp. *laricio* Maire), de l'étage mésoméditerranéen supérieur à l'étage subalpin, est étudié. L'analyse de la bibliographie depuis le XIX^e siècle, confrontée à celle de relevés floristico-écologiques effectués en 2018, a permis d'une part de préciser le statut des syntaxons existants et d'autre part de décrire leurs variations internes. Trois sous-associations ont ainsi été décrites à l'étage supraméditerranéen et trois à l'étage montagnard. Une association nouvelle a par ailleurs été définie à l'étage mésoméditerranéen supérieur. Enfin, les auteurs discutent les places respectives du pin laricio de Corse et du hêtre et évoquent quelques aspects de la conservation de cette espèce emblématique de la Corse.

Abstract

This phytosociological and phytoecological study considers the whole Corsican Pine (*Pinus nigra* J.F. Arnold subsp. *laricio* Maire) forest formations of the upper mesomediterranean to the alpine and subalpine levels. Bibliographical survey since the XIXth century, confronted with 2018 floristic-ecological analyses allows us to highlight the already described syntaxa status and to describe their internal variations. Three new sub-associations have been described at the supramediterranean level, and three others at the montane level. A new plant association is proposed at the mesomediterranean level. The respective place of the Corsican Pine and Beech is discussed as well as conservation issues of the Corsican Pine as an emblematic species for Corsica.

Mots clés : Corse, pin laricio, *Pinus nigra* subsp. *laricio*, phytosociologie, patrimoine naturel.

Keywords: Corsica, Corsican pine, *Pinus nigra* subsp. *laricio*, phytosociology, natural heritage.

Abridged version

Since 2010, the Corsican national botanical Conservatory has developed an exhaustive inventory and characterization program of natural and semi-natural habitats, in order to draw up a regional checklist of habitats for the use of developers, decision-makers as well as environmental bodies. Within this context, it appeared necessary to undertake a phytosociological survey about the Corsican Pine forests as priority habitats of Community (EU) interest. By analysing both bibliography and floristic-ecological relevés realized in 2018, this study allows a synomenclatural revision of these plant communities, by considering syntaxa that were described by Gamisans (1977) at the level of plant associations, and by rehabilitating validly published names for two of them.

Analysis of recent relevés allows us to distinguish three sub-associations (*typicum*, *ilicetosum subass. nov.* & *anthyllidetosum subass. nov.*) of *Galio rotundifolii-Pinetum laricionis* Braun-Blanquet 1955 corr. Gamisans 1977 at the supramediterranean level and three sub-associations (*typicum*, *fagetosum subass. nov.* & *anthyllidetosum subass. nov.*) of *Pinetum laricionis* de Litardière & Malcuit 1926 at the mountain belt. *Anthyllido hermanniae-Pinetum laricionis* Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo ass. nov corresponds now to a restrictive stationnal climax situation.

A new plant association is described at the upper mesomediterranean level, *Arbuto unedoni-Pinetum laricionis* Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo ass. nov.

For all the studied syntaxa, a synthetic table presents their main features (synecology, soil, exposure...), specific characteristic combinations, trophic and hydric types, bioclimates and climacic types. New syntaxa are placed in the French phytosociological synsystem.

Despite the fact that no Corsica Pine plant association were identified at the subalpine and cryo-oromediterranean levels, its altitudinal progression can predict Corsican Pine progression up to 2,000m above sea level, altitude already reached in the ancient past.

In the light of recent pedoanthracological studies, relative place of Corsican Pine and Beech is discussed, highlighting the preeminence of Corsican Pine in mixed communities. Finally, conservation issues of Corsica Pine forest are discussed.

Introduction

Les formations à pin laricio (*Pinus nigra* subsp. *laricio*) présentent un intérêt majeur du point de vue écologique et forestier en Corse comme au niveau européen. C'est en effet un habitat d'intérêt communautaire et prioritaire visé par la Directive européenne Habitat, Faune, Flore de 1992, (Bensettini *et al.* 2001).

Depuis leur caractérisation phytosociologique par Jacques Gamisans (1979, 1989), il y a une quarantaine d'années, la déprise pastorale en montagne a quelque peu fait évoluer les cortèges floristiques de ces peuplements vers une dynamique naturelle plus diversifiée. Ce sont ces évolutions floristiques en lien avec des données stationnelles (pédologiques) que ce travail se propose de caractériser. L'autre objectif est de clarifier le caractère climacique de ces formations forestières des étages de végétation du supraméditerranéen au subalpin en lien avec d'autres essences comme le hêtre et le sapin notamment. Cette synthèse phytosociologique des formations forestières à pin laricio de Corse s'inscrit dans le cadre de la réalisation de deux cahiers régionaux engagés par le Conservatoire botanique national de Corse, celui des habitats naturels et semi-naturels et celui des séries de végétation.

Les connaissances acquises sur le pin laricio et sur les tendances actuelles de la dynamique de végétation aux différents étages où est susceptible de se trouver le pin laricio nous permettent de formuler les hypothèses de travail suivantes :

- les groupements à pin laricio du supraméditerranéen et du montagnard ont le statut d'association ;
- le groupement à *Anthyllis hermanniae* a le statut d'association ;
- dans l'aire du hêtre et du sapin, les peuplements de maturité en ubac sont des peuplements mélangés dominés par le pin laricio ;
- dans l'aire du hêtre et du sapin, les peuplements de maturité en adret sont des peuplements dominés par le pin laricio (sans hêtre ni sapin) ;
- le bouleau verrueux intervient comme pionnière, postpionnière dans la dynamique des groupements de pin laricio de l'étage montagnard ;
- il existe un ou plusieurs groupements subalpins de pin laricio de Corse ;
- il existe une association de pin laricio à l'étage mésoméditerranéen ;

– un certain nombre de variations floristiques, internes aux groupements de pin laricio, restent à décrire.

Historique des travaux de phytosociologie des pinèdes à pin laricio en Corse

De Litardière & Malcuit (1926), dans leur travail sur la phytosociologie du massif du Renoso, font état du pin laricio appelé alors *Pinus nigra* var. *Poiretiana*¹. Ils l'observent associé au hêtre et au sapin, relayant le pin maritime vers 900 m d'altitude sur les versants froids. Un *Pinetum poiretiana* est cité avec un relevé effectué sur la rive gauche de l'Agnone en forêt de Vizzavona. Les auteurs remarquent la grande analogie avec les contours floristiques des hêtraies et des sapinières du Renoso. En 1955, Braun-Blanquet parle du pin laricio dans une publication consacrée au pin de Salzmann de Saint-Guilhem-le-Désert (Hérault). Il compare les communautés de pin de Salzmann (*Pinus nigra* Arnold subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco) à celles du pin laricio, les deux taxons étant alors considérés comme très proches voire comme deux variations de la même espèce (Dunal, 1851). Le pin laricio est à cette époque appelé *Pinus clusiana* subsp. *corsicana* et Braun-Blanquet décrit un *Galieto-Pinetum clusianae* d'après 5 relevés effectués en forêts d'Aitone, Vizzavona, aux cols de Verde et de Sorba. Toutefois, bien que Braun-Blanquet ait connaissance de la publication de De Litardière & Malcuit (1926), il n'évoque pas leur *Pinetum poiretiana*, mais remarque la proximité de la composition floristique de son « *Pinetum* » avec les hêtraies que décrivent ces deux auteurs dans cette même publication. L'observation de ses relevés montre, par l'abondance d'*Erica arborea*, qu'ils ont été réalisés à l'étage supraméditerranéen.

C'est en 1968 que Gamisans publie son premier travail de phytosociologie dans le cadre de sa thèse de spécialité à Marseille qui concernait la région de Cervello-Vizzavona.

En 1969, il effectue une expertise dans le cadre du projet de Parc national dans cette même région où il intègre les formations de pin laricio de l'étage montagnard en tant que

sous-association d'une association structurée par le hêtre nommée alors *Fagetum corsicum*. Par ailleurs, il observe qu'aux altitudes inférieures, le pin laricio pénètre les formations à chêne vert et ses faciès de dégradation, et envisage de façon provisoire une sous-association de la chênaie verte qui pourrait être nommée *laricionetosum*. Il pose les bases d'une alliance regroupant les forêts de hêtre et celle de pin laricio montrant cependant que deux grands ensembles se dessinent, l'un proche des *Quercetea ilicis* et l'autre plus affine des *Querco-Fagetea*. Par ailleurs, Il reprend l'association de hêtraie décrite en 1928 par de Litardière, le *Fagetum silvaticae corsicum* et il y place les communautés de pin laricio en tant que sous-association, sans toutefois la nommer.

De 1975 à 1977 est publié le travail majeur de thèse de Doctorat d'État de Gamisans sur la végétation des montagnes corses. C'est dans la quatrième partie (Gamisans 1977) de cette véritable encyclopédie que la végétation forestière insulaire est étudiée.

Gamisans reprend l'association nommée *Galieto-Pinetum clusianae* par Braun-Blanquet (1955), propose un nouveau nom à la lumière du changement de nomenclature de l'espèce, le *Galieto-Pinetum laricionis*² et en décrit les variations, choisissant l'option d'une seule association scindée en trois sous-associations sur la base de quelques espèces communes à l'ensemble des variations, en particulier *Galium rotundifolium* :

- le *Galieto-Pinetum laricionis*, subass. *luzuletosum pedemontanae*, mésophile, montagnard ;
- le *Galieto-Pinetum laricionis*, subass. *anthyllidetosum hermanniae*, xérophile, montagnard ;
- le *Galieto-Pinetum laricionis*, subass. *ericetosum arboreae*, mésophile, supraméditerranéen.

Enfin, en 2001, Brullo *et al.*, dans le cadre d'un travail sur les communautés de la classe des *Pino-Juniperetea* du centre et de l'est du bassin méditerranéen décrivent une nouvelle association, subalpine, le *Junipero nanae-Pinetum laricionis*, comprenant deux sous-associations dont une pour le pin laricio nommée *pinetosum laricionis*. Nous reviendrons plus loin sur le statut de ces syntaxons.

1. Nous avons maintenu ici le P majuscule de la graphie d'origine (De Litardière & Malcuit, 1926).

2. L'association est aujourd'hui appelée *Galio rotundifolii-Pinetum laricionis* Braun-Blanquet 1955 Gamisans 1977 (Reymann *et al.*, 2016) suite à la correction de l'orthographe erronée de *Galieto*.

Matériel et méthode

Le pin laricio de Corse

L'espèce est nommée *Pinus nigra* J.F. Arnold subsp. *laricio* Maire dans *Flora corsica* (Jeanmonod & Gamisans 2007). Nous retiendrons ce nom mais on doit remarquer qu'il concerne deux variétés, l'une présente en Corse et l'autre en Calabre. La variété endémique de Corse est nommée *Pinus nigra* Arnold subsp. *laricio* Maire var. *corsicana* (Loudon) Hyl. par Rameau *et al.* (2008).

Le pin laricio de Corse est une espèce endémique de l'île. Il est largement répandu dans les massifs montagneux entre 700 et 1 800 m d'altitude et couvre 25 000 hectares dont environ 80 % en forêt publique. Il peut atteindre une hauteur de 50 m et un diamètre impressionnant (jusqu'à 2,5 mètres). Son bois est d'excellente qualité.

Sa longévité est estimée à quelques cinq siècles mais elle peut dépasser le millénaire (cf. *infra*).

Les travaux effectués

L'analyse de l'abondante bibliographie produite par Gamisans, les données spatialisées « Pin laricio » produites par l'IGN (dans le cadre des mises à jour de l'inventaire forestier

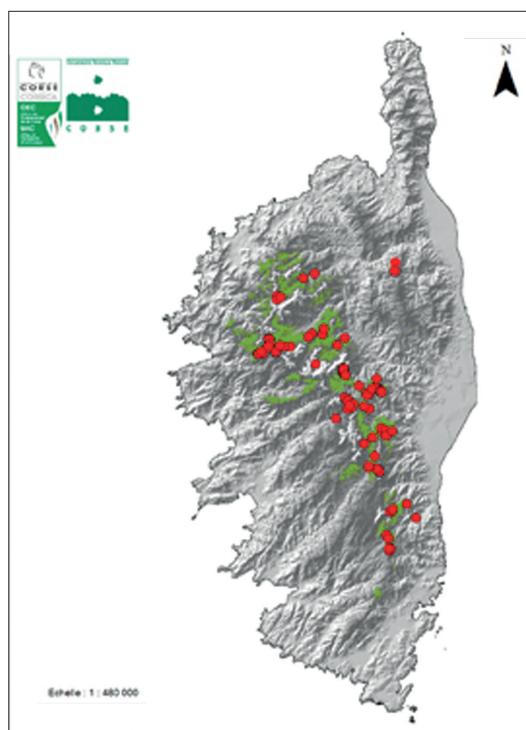


Figure 1 – Aire de répartition du pin laricio (en vert) et localisation des relevés (en rouge).

national) et la connaissance du terrain des personnels du Conservatoire botanique national de Corse ont permis d'élaborer un plan d'échantillonnage pour une campagne de relevés phytosociologiques. Il nous est apparu que pour répondre aux questions posées en introduction il était nécessaire de bien connaître les communautés actuelles du pin laricio et de ne pas s'en remettre à un traitement des seuls relevés issus de la bibliographie. Nous avons échantillonné l'ensemble des massifs où le pin laricio était présent (figure 1), du Cinto au massif de Bavella pour la Corse cristalline et en Castagniccia (massif vers le Nord-Est) pour les substrats schisteux. Afin d'approcher le plus possible un niveau satisfaisant de saturation cénotique, nous avons recherché les peuplements les plus matures possibles. Pour traiter les questions liées aux climax (têtes de série), nous avons été amenés à échantillonner des peuplements mélangés (pin laricio, hêtre, sapin) et pour les aspects liés à la dynamique de la végétation, des peuplements de bouleau d'âges différents. 77 relevés phytosociologiques auxquels a été adjoint une description sommaire du sol (mini fosse creusée à la pelle-pioche) ont été réalisés entre le 18 juin et le 5 juillet, complétés par 3 autres début octobre 2018. 28 relevés de la base de données du Conservatoire botanique (sans données pédologiques) ont été intégrés³. Pour les relevés effectués lors de cette campagne ont été notés, outre les données liées à la méthode sigmatiste (abondance/dominance, recouvrement et hauteur des différentes strates), la proportion d'affleurement rocheux (complétée par la pierrosité du profil pédologique), l'altitude, la pente, l'exposition et les indices de perturbation liées aux vaches et aux cochons (ou sangliers). La surface des relevés est presque toujours de 400 m², le plus souvent sous forme d'une placette circulaire.

Les nouveaux relevés ont été géoréférencés à l'aide d'un GPS Garmin® et l'ensemble des relevés a été classé manuellement sous le logiciel Excel®.

La nomenclature utilisée est celle de *Flora Corsica* (Jeanmonod & Gamisans 2007) et la synonymie est celle du *Prodrome des végétations de Corse* (Reyman *et al.* 2016). La description des humus s'appuie sur la typologie de Jabiol *et al.* (1995).

3. Ces relevés ont été effectués par Thomas Barthet, Guillaume Blondeau, Alain Delage, Pauline Delbosc, Jacques Gamisans, Pauline Lefort, Kévin O'Deye-Guizien, Christophe Panaïotis, Julie Reyman, Kévin Romeyer et Marion Tanné.

Résultats

Définition d'un nouveau statut pour ces syntaxons

L'ensemble des relevés phytosociologiques et phytoécologiques et les diverses observations faites durant cette campagne de terrain nous amènent à formuler les remarques suivantes :

- au plan des ensembles floristiques, il apparaît que les trois syntaxons décrits par Gamisans sont nettement distincts. Lors de ce travail nous y avons décrit quelques variations non encore observées à ce jour, spécifiques de chacun, renforçant ainsi leur individualité (variation alticole, variation à hêtre du « *luzuletosum* », variation à chêne vert de « *l'ericotosum* »).
- le déterminisme synécologique des syntaxons est net. La sous-association *ericotosum* est centrée sur l'étage supraméditerranéen alors que le *luzuletosum* est localisé au montagnard (et à la base du subalpin ou du cryo-oroméditerranéen). Quant à la sous-association *anthyllidetosum*, Gamisans en faisait un syntaxon hybride se trouvant tantôt dans les peuplements clairierés du *luzuletosum* eu égard au comportement héliophile *d'Anthyllis hermanniae*, tantôt un syntaxon xérique en situation de climax stationnel. Nous le limiterons ici à cette dernière acceptation (cf. *infra*).

– des phénomènes de podzolisation (modérés) ne sont observés qu'à l'étage montagnard dans le *luzuletosum*.

– les sols présentent de fortes variations de profondeur (en dehors de l'*anthyllidetosum* où ils sont toujours superficiels). Dans des conditions stationnelles sans érosion, c'est à l'étage montagnard (horizons inférieur et moyen) que les sols sont les plus profonds (figure 2) et généralement très prospectables tandis que la pente augmentant avec l'altitude, les sols de la variante alticole sont moins épais et plus pierreux. Les sols de l'*anthyllidetosum* sont très superficiels avec une charge en éléments grossiers très forte, les arbres s'enracinant parfois dans les fissures de dalles ou les interstices de blocs granitiques.

Sur le plan dynamique, les stades qui mènent à ces différents taxons sont également différents. Ainsi par exemple, les fruticées du *Rubo ulmifolii-Ericetum arboreae* Aurière & Reymann in Reymann *et al.* 2017 précédent l'*ericotosum*, alors que le *Berberido*

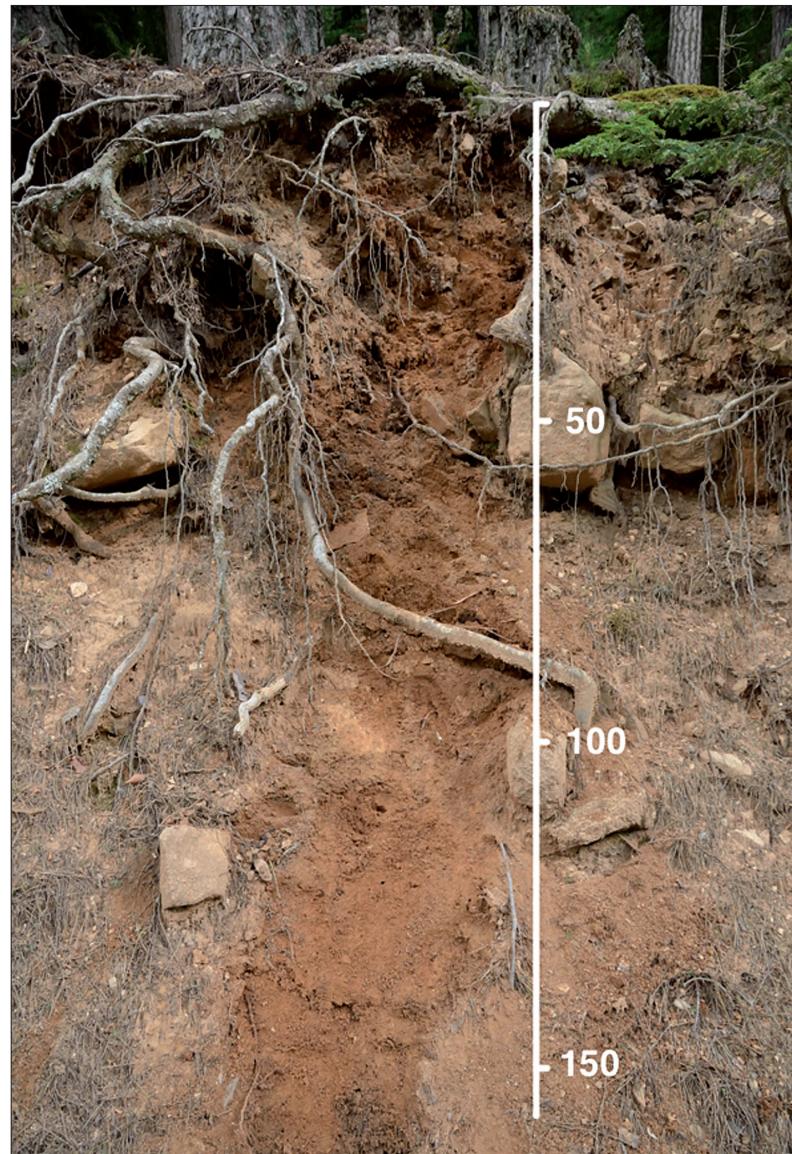


Figure 2 – Alocrisol (sol brun ocreux) très profond, issu de granite.
Forêt d'Aïtone.

aetnensis-Genistetum lobelioidis Gamisans 1975 précède le *luzuletosum* (Delbosc 2015).

Enfin, l'approche dynamico-caténale retenue dans le cadre du programme national de cartographie CarHAB (pour cartographie des habitats) postule qu'une enveloppe tessellaire⁴ ne peut contenir qu'une tête de série.

Toutes ces considérations convergent pour nous amener à proposer une structuration nouvelle qui élève les syntaxons décrits par Gamisans (1977) au rang d'association. Nous retenons ainsi trois associations.

Selon le code international de nomenclature phytosociologique (Weber *et al.* 2000), l'élévation d'une sous-association au rang

4. Tessela : unité spatiale de surface variable, homogène écologiquement, s'inscrivant dans une unique potentialité de végétation.

supérieur se doit de maintenir le nom initial du *typicum*.

Dans le cas présent, deux syntaxons sont concernés par cette règle :

- celui initialement nommé *Galioto-Pinetum clusiana* par Braun-Blanquet (cf. historique), le *Galio rotundifolii-Pinetum laricionis* de Gamisans qui concerne les formations à *Erica arborea* du supraméditerranéen (Braun-Blanquet 1955) ; c'est ce dernier nom que nous retiendrons en tenant compte de l'autorité initiale (Braun-Blanquet) et de la correction taxonomique de Gamisans (art. 43 dudit code).
- le *Pinetum laricionis* De Litardière & Malcuit 1926 *nom nov. prop.* (Relevé unique p. 37, in Le Massif du Renoso, Paul Lechevalier Paris, 1926. 144 p.), pour l'association du montagnard ; ce nom, passé sous silence par Braun-Blanquet et non retenu par Gamisans est toutefois valablement publié au regard du code ICPN (Weber *et al.* 2000). Nous le retenons donc en faisant une proposition de nom corrigé, l'appellation d'origine étant *Pinetum poiretianae*, issue d'un nom d'espèce qui n'est plus usité depuis plus de 20 ans (Weber *et al.* 2000).

Selon l'article 27 du même code, les noms résultant du changement de statut des autres sous-associations sont à la discréion des auteurs. Nous proposons de garder l'espèce caractéristique choisie par Gamisans (*Anthyllis hermanniae* L.) qui apparaît parfaitement pertinente (espèce xérophile) pour caractériser le troisième syntaxon et proposons la synomenclature suivante : l'*Anthyllido hermanniae-Pinetum laricionis* (Gamisans 1977) Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo *stat. nov.*, (rel. 2 tab. 42 in Gamisans 1977, *Phytocoenologia* 4 (3) : 338), désigné dans Gamisans 1979 (*Ecologia mediterranea*, 4 : 41), pour cette association en situation de climax stationnel.

Description phytosociologique et variabilité des nouveaux syntaxons

Les nouveaux relevés complétés par ceux de la base de données du Conservatoire botanique et ordonnés dans les tableaux 1 à 4 permettent de préciser la variabilité de ces associations.

Ces tableaux sont en accès libre sur http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr/wp-content/uploads/sites/25/2019/07/EM-201901008_Gauberville_Appendices_Tableaux1234.xlsx.

- 1) Le *Galio rotundifolii-Pinetum laricionis* Braun-Blanquet 1955 *corr.* Gamisans 1977. Tableau 2, relevés 15 à 35.

C'est la pinède de l'étage supraméditerranéen. La description originelle (Gamisans 1977) révèle l'affinité floristique avec les chênaies vertes alticoles qui forment une ceinture au-dessus de l'étage mésoméditerranéen. La présence d'espèces des forêts tempérées oriente ces formations végétales vers les *Querco-Fagetea*. Cet auteur en faisait la sous-association la plus thermophile de son *Galio rotundifolii-Pinetum laricionis*.

Enfin la physionomie de ce syntaxon est fortement marquée par des formations denses d'*Erica arborea* L. Bien que présente dans l'horizon supérieur du mésoméditerranéen, *Teucrium scorodonia* L. est une bonne caractéristique de ce groupement.

Nous distinguons 3 sous-associations :

- a) sous-association *typicum*. D'après les termes de l'article 27d du code de l'ICPN, nous reprenons le relevé de Braun-Blanquet, valablement publié et la typification ultérieure de Gamisans qui correspond parfaitement à la sous-association centrale : (rel. 1 tab. IV, forêt d'Aïtone, 960 m, in Braun-Blanquet 1955 (*Collectanea Botanica*, 44 : 480), typifié dans Gamisans 1979 (*Ecologia mediterranea*, 4 : 41). Tableau 2, relevés 22 à 30.

Dans cette unité, le pin laricio occupe toutes les strates, *Erica arborea* dépassant rarement 1,5 m de hauteur et *Quercus ilex* L. y étant rare ou absent. *Pinus pinaster* Aiton, *Arbutus unedo* L. et *Fraxinus ornus* L. sont très discrets ou absents.

Ce syntaxon occupe l'horizon supérieur de l'étage supraméditerranéen à toutes les expositions (figure 4), plus frais, comme le rappelle la présence d'*Ilex aquifolium* L. et de *Rubus ulmifolius* Schott et celle de quelques espèces plus abondantes à l'étage montagnard qui lui succèdent en amont, *Cynosurus effusus* Link et *Brimeura fastigiata* (Viv.) Chouard.

Les sols montrent le plus souvent une forte pierrosité et les peuplements sont parfois installés sur des éboulis de gros blocs (métriques à demi-métriques). Dans ce cas, l'enracinement se fait entre les blocs. L'humus se trouve sous la forme de gros amas, insérés entre les blocs ; la texture est sablo-limoneuse.

- b) sous-association *querchetosum ilicis* Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo *subass. nov.* (Rel. 18, du 29/04/2016,

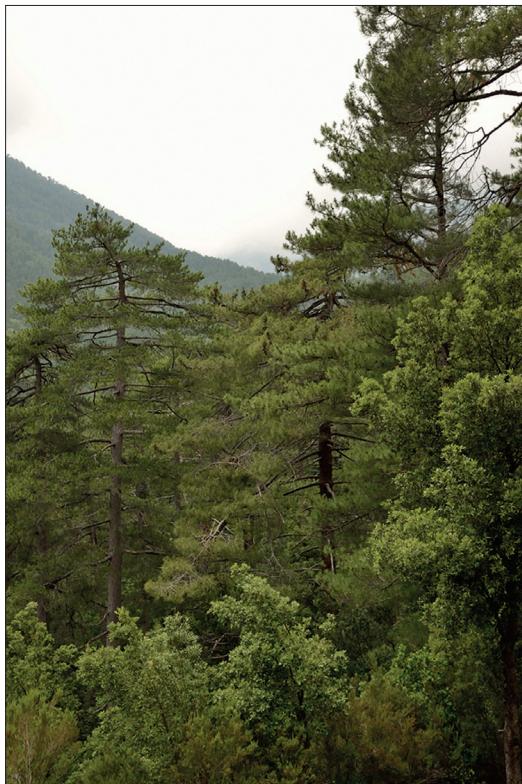


Figure 3 – *Galio-Pinetum laricionis querketosum ilicis*. Forêt de Petra piana.

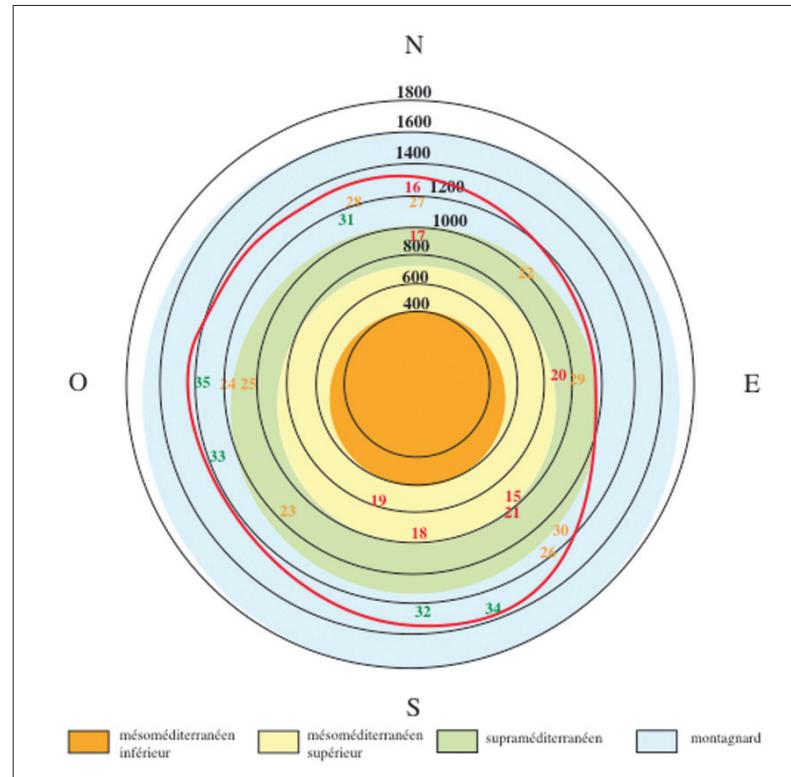


Figure 4 – Place des relevés du *Galio rotundifolii-Pinetum laricionis* dans le diagramme exposition/altitude (rouge : *querketosum ilicis*, orange : *typicum*, vert : *anthyllidetosum hermanniae*). Aplats couleurs : limites théoriques des étages de végétation d'après Gamisans (1991).

Panaïotis, Forêt communale de Venaco ; exposition sud, 860 m, pente : 6 %). Tableau 2, relevés 15 à 21 (figure 3).

Quercus ilex est présent en strate haute dans la plupart des cas, quelquefois seulement en strates basses entre 1 et 7 m ; il peut être accompagné de *Pinus pinaster*. On note la présence de quelques espèces toujours discrètes du *Quercion ilicis* comme *Arbutus unedo*, *Carex distachya* Desf. ou *Viola alba* Besser marquant la préférence de ce syntaxon pour la base de l'étage supraméditerranéen.

Erica arborea reste bien présente au contraire des espèces citées plus haut comme caractéristiques d'une certaine fraîcheur stationnelle, à l'exception de *Rubus ulmifolius* qui reste dans ce syntaxon dans ses stations les plus hautes (entre 800 et 1 200 m en fonction de l'exposition) ; il est accompagné d'*Hedera helix* L., quasi absent des autres unités et de *Rubus ulmifolius*.

Cette sous-association est observée à toutes les expositions quoique plus rarement à l'ouest (figure 4).

Cet ensemble floristique, sans pin laricio, est appelé *Ilici aquifolii-Quercetum ilicis* par Gamisans (1975). Ce syntaxon est présent

disséminé dans toute l'île en haut de l'étage supraméditerranéen, surtout en exposition ouest et nord (Reymann *et al.*, 2016).

Les sols limoneux à sablo-limoneux montrent une pierrosité de l'ordre de 30 % en volume. Les humus sont de forme dysmull à hémimoder. L'activité des porcins reste ici très discrète.

c) sous-association *anthyllidetosum hermanniae* Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo subass. nov. (Rel. 32, du 22/06/2018, Gauberville, Panaïotis & Dumoulin, col de Sorba ; exposition sud, 1 447 m, pente : 80 %). Tableau 2, relevés 31 à 35 (figure 5).

Cette sous-association présente souvent des peuplements peu denses où le pin laricio est pratiquement seul dans la strate dominante. La Bruyère arborescente reste fournie, mais les espèces des *Quercetea ilicis* encore présentes dans les sous-associations *typicum* et *querketosum* ont maintenant disparu. Cette sous-association se situe ainsi dans l'horizon supérieur de l'étage supraméditerranéen, ses relevés affichant les altitudes les plus élevées de 1 130 m à 1 450 m (figure 4).

L'originalité de ce syntaxon consiste en la présence dans les strates basses d'espèces des *Carlinetalia* qui traduisent une certaine sécheresse stationnelle, du moins un drainage interne du sol excessif : *Helichrysum italicum* (roth) G. Don., *Jasione montana* L., *Hypochaeris robertia* (Sch. Bip.) Fiori, *Galium corsicum* Spreng., *Cerastium soleirolii* Duby... et *Anthyllis hermanniae* constant.

Le déterminisme de cette situation est la résultante de situations topographiques particulières (croupe, ensellement...), d'expositions plutôt chaudes ou encore de pentes très fortes où l'érosion a fait apparaître de larges affleurements rocheux et façonné des sols minces. Gamisans (1989) a évoqué cette combinaison originale d'espèces dans une étude sur la vallée du Verghellu (2 relevés dans le tableau 3a).

La figure 4 localise les relevés dans une combinaison exposition/altitude où sont

placés également les étages de végétation d'après Gamisans (1991). On remarque que les relevés de la sous-association *anthyllidetosum* (ainsi que quelques relevés du *typicum*) s'écartent notablement de l'étage théorique du supraméditerranéen se plaçant dans une bande altitudinale d'environ 200 m décalant d'autant la végétation supraméditerranéenne du nord-nord-ouest au sud-sud-est (secteurs ouest et sud en aplat vert foncé). Cette position altitudinale dissymétrique (enveloppe rouge) de la végétation supraméditerranéenne (jusqu'à 1 400 m à l'ouest et au sud contre 1 000 m seulement du nord-est à l'est) se retrouve également pour le syntaxon du mésoméditerranéen supérieur (cf. *infra*).

Les sols sont très pierreux (de 40 à 80 % en volume), peu épais (25 à 40 cm), les humus sont de forme dysmull à hémimoder. L'enracinement est difficile, oblique à horizontal, sur le plancher pierreux.

2) Le *Pinetum laricionis* de Litardière & Malcuit 1926 (Relevé unique p. 37, *in* Le Massif du Renoso, Paul Lechevalier Paris, 1926. 144 p.). Tableau 3, relevés 36 à 94.

La diagnose de Gamisans (1977) en fait le groupement de l'étage montagnard pouvant se développer à toutes les expositions bien que, d'après lui, le pin laricio serait écarté par le hêtre dans les situations les plus fraîches s'il n'était pas favorisé par les forestiers. Le groupement occupe les stations les plus fertiles (sols profonds, pluviosité importante) et le Laricio atteint ici sa hauteur la plus importante. De plus, cet auteur note une grande proximité floristique avec les hêtraies pures observant toutefois que la flore est moins diversifiée sous les hêtres et que *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. en semble exclue.

Si la flore médioeuropéenne de fond n'a pas varié pour les espèces les plus fréquentes nous apportons plusieurs compléments floristiques et syntaxonomiques. Les caractéristiques d'alliance et d'association sont bien présentes, montrant toutefois une fréquence moindre dans les formes les plus alticoles de l'association. Outre *Luzula pedemontana* Boiss. & Reut., *Veronica officinalis* L., *Cynosurus effusus* citées comme caractéristiques par Gamisans (1991), nous y adjoignons *Brimeura fastigiata* qui présente la même fréquence et la même amplitude dans ce groupement.

a) sous-association *typicum*. Tableau 3, relevés 36 à 52 (figure 6).

Ce syntaxon est majoritairement présent sur les expositions de secteurs ouest et nord,

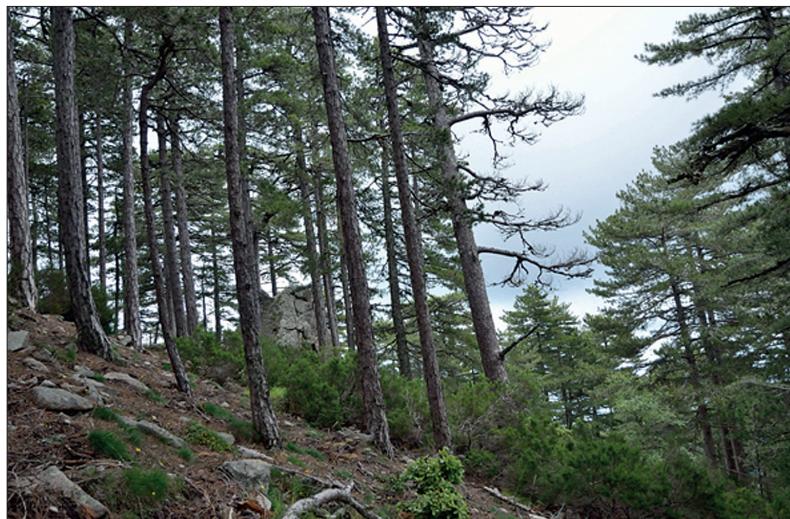


Figure 5 – *Galio-Pinetum laricionis anthyllidetosum hermanniae*. Col de Sorba.



Figure 6 – *Pinetum laricionis typicum*. Forêt communale de Calacuccia.

beaucoup plus rarement à l'est et au sud. Le pin laricio est presque toujours seul dans la strate dominante et le sous-bois est maigre ou inexistant.

Le tapis herbacé ne recouvre que 10 à 20 % et comporte, outre les espèces déjà citées, *Deschampsia flexuosa*, *Lactuca muralis* (L.) Gaertn., *Digitalis purpurea* L., *Cruciata glabra* (L.) Ehrend., *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn dans la moitié des cas et quelques espèces prairiales ou de pelouse (plus ou moins rudérales) comme *Stellaria media* (L.) Vill., *Hypochaeris robertia*, *Galium aparine* L. et *Geranium robertianum* L. sur lesquelles nous reviendrons plus loin

On observe une répartition préférentielle aux expositions nord, les plus froides et ouest, les plus arrosées (figure 7).

Les pentes sont fortes à très fortes (30 à 100 %). Les sols sont profonds (Fig 2), prospectables (formations hétérogènes de pente), souvent perturbés par les cochons donnant des horizons supérieurs humifères, sombres. Les humus sont de forme oligomull à moder. Les hauteurs des pins sont importantes et leurs diamètres parfois imposants (jusqu'à 1,5 m). L'activité porcine est forte à très forte.

Un relevé de ce syntaxon montre un sous-étage de *Taxus baccata* L., (forêt territoriale de Tova) espèce commune de façon disséminée mais quasi absente en formation végétale. D'après les études pédoanthracologiques réalisées à ce jour en Corse (Carcaillet *et al.* 1997, Thinon 1998), elle était très fréquente il y a deux millénaires et représentait probablement alors l'un des principaux aspects du sous-bois de la végétation de ces pinèdes montagnardes. On observe également un faciès pionnier à bouleau qui semble être la règle dans les vallées où l'espèce est présente.

b) sous-association *fagetosum sylvaticae*
Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo *subass. nov.* (Relevé 63 du 28/06/2018, Gauberville, Panaïotis, Hugot, Bioret & Capelo, Forêt de San Antone, exposition ouest, altitude 1 061 m, pente 35 %). Tableau 3, relevés 53 à 77.

Cette sous-association est présente aux expositions froides ou fraîches (secteurs nord et est), ou bien arrosées (secteur ouest) qui favorisent la présence du hêtre de 1 000 à 1 400 m, ou du sapin pectiné de 1 200 à 1 750 m (figure 7) ; ce syntaxon est rarement présent en exposition sud. La sous-association est donc présente dans tout l'étage montagnard sur sols profonds.

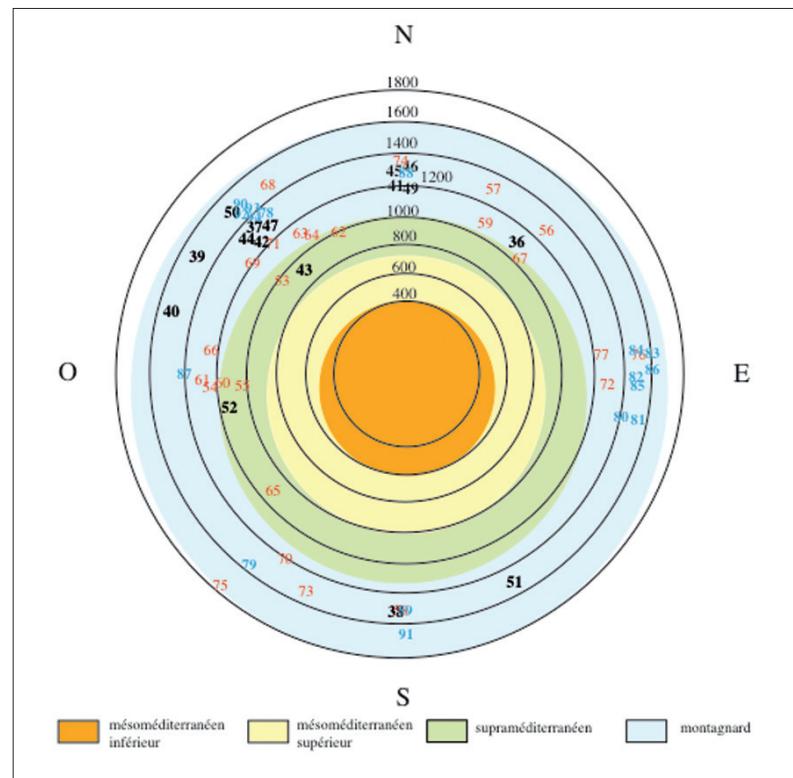


Figure 7 – Place des relevés du *Pinetum laricionis* dans le diagramme exposition/altitude (noir : *typicum*, rouge : *fagetosum sylvaticae*, bleu : *juniperetosum alpinae*). Aplats couleurs : limites théoriques des étages de végétation d'après Gamisans (1991).

Le pin laricio constitue la strate dominante, parfois partagée avec le hêtre ou le sapin (figure 8) ou en mélange avec ces deux espèces qui restent toutefois la plupart du temps en dessous des pins (nous avons, pour décrire ces



Figure 8 – *Pinetum laricionis fagetosum*. Forêt communale de Calacuccia.

situations, noté deux strates dominantes, A1 et A2 qui lui est subordonnée).

Les strates arbustives sont assez denses, composées essentiellement de hêtre ou de sapin et d'un peu de Houx, et corrélativement, la strate herbacée est peu fournie (3 à 40 %).

À côté des caractéristiques d'association, *Pteridium aquilinum*, *Festuca heterophylla*, *Lactuca muralis*, *Fragaria vesca* L., *Viola riviniana* Rchb. constituent la flore herbacée de fond de ces peuplements mélangés.

Lorsque le hêtre est majoritaire dans le sous-étage, s'y ajoutent *Prenanthes purpurea* L., *Epipactis helleborine* (L.) Crantz, *Brachypodium sylvaticum* Huds, *Melica uniflora* Retz, *Limodorum abortivum* (L.) Sw, *Sanicula europaea* L., et *Galium odoratum*

(L.) Scop., espèces quasi absentes des sous-étages à sapin dominant.

Par rapport à la sous-association *typicum*, *Cruciata glabra* disparaît presque totalement et *Stellaria media* se fait plus rare.

Les relevés du quadrant sud-ouest sont situés logiquement à des altitudes légèrement plus élevées et absents sans explication apparente du quadrant sud-est (figure 7).

Les sols sont généralement profonds (formations hétérogènes de pente) mais on peut également observer des situations d'éboulis de gros blocs (la hauteur des pins restant forte, il faut imaginer que l'enracinement prospecte profondément les passages entre les blocs). Les humus sont assez bien centrés sur la forme moder (de l'hémimoder au dysmoder). L'activité porcine est moins forte que dans le *typicum*.

À la base de l'étage montagnard, au contact avec les pinèdes à *Erica arborea*, le *Pinetum laricionis* pénètre au sein de l'étage supraméditerranéen à la faveur des talwegs. Nos relevés montrent que la flore reste typique de l'étage montagnard, les pinèdes à *Erica arborea* s'arrêtant sur le haut des vallons. Ces talwegs exposés globalement au nord ou à l'est constituent des situations particulières sous l'influence d'un topoclimat froid à atmosphère humide généré par les ruisseaux, l'encaissement et le confinement. Le *Pinetum laricionis* est ici en position abyssale (relevés 64 et 67).

Ces deux variations du *Pinetum laricionis* constituent incontestablement l'optimum écologique du pin laricio. C'est aussi le niveau altitudinal où la présence des porcins est la plus forte en particulier dans le *typicum* (900 à 1 500 m). Ces animaux exécutent un véritable labour dans les parcelles à un niveau à peine croyable : les sols, dont on a vu qu'ils sont ici profonds et prospectables, sont retournés sur des profondeurs allant fréquemment jusqu'à 60 cm et présentent un horizon organominéral anormalement épais les apparentant à un Alocrisol humifère (figure 9). Sur certaines placettes, il était impossible d'observer un sol en place, ni même de déterminer la forme d'humus.

Cette activité biologique influe sur le fonctionnement des cycles biogéochimiques et stimule la minéralisation des horizons holorganiques, favorisant la présence d'espèces nitratophiles. C'est très probablement à ce phénomène qu'il faut attribuer l'observation d'espèces comme *Stellaria media* dont la présence peut

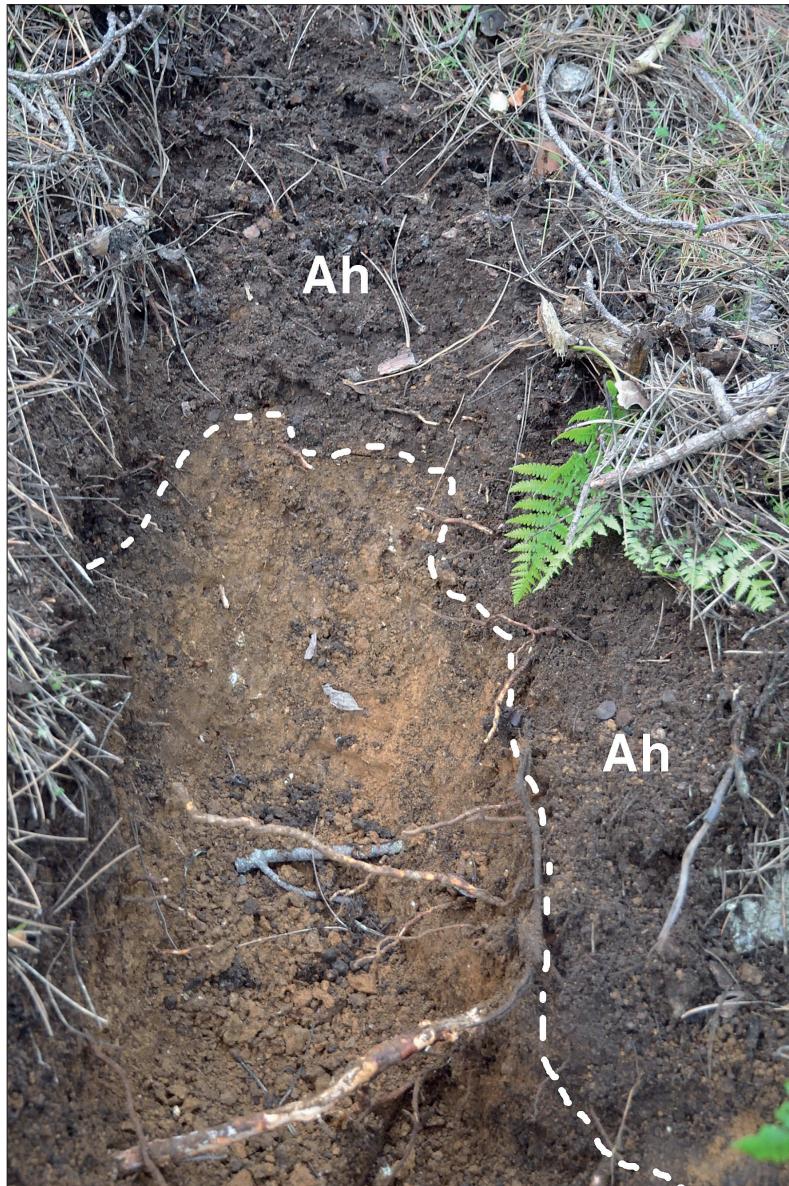


Figure 9 – Alocrisol à horizon organo-minéral (Ah) très épais résultant du travail de fouille des cochons.

surprendre en pleine forêt. L'activité des vaches finalement peu nombreuses est plus modeste, se limitant à un abrutissement pouvant favoriser le pin laricio aux dépends du hêtre.

c) sous-association *juniperetosum alpinæ*

Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo *subass. nov.* (Relevé 85 du 27/06/2018, Gauberville, Panaïotis, Bioret, Capelo & Dumoulin, Forêt de Vizzavona, exposition est, altitude 1 513 m, pente 20 %).

Tableau 3, relevés 78 à 94.

Cette sous-association alticole est présente dans la partie supérieure de l'étage montagnard et pénètre probablement un peu la base de l'étage subalpin. Elle regroupe des peuplements de pin laricio souvent clairs et peu ou pas accessibles, composés de gros bois ou de très gros bois, ainsi que des peuplements de crête. Ces formations, particulièrement celles des crêtes, sont soumises au vent et au froid, facteurs stationnels très contraignants.

Nous avions posé l'hypothèse que les formations de crêtes (figure 10) pouvaient constituer un syntaxon original mais l'analyse du tableau 3 infirme cette hypothèse, les relevés étant floristiquement très cohérents avec ceux des autres pinèdes alticoles.

Les pin laricio en peuplements clairs dominent une strate arbustive basse ou plaquée au sol avec principalement *Juniperus communis* L. subsp. *alpina* Celak et *Berberis aetnensis* C. Presl. Cette strate est, sauf exception, peu recouvrante.

Les caractéristiques d'alliance et d'association se maintiennent en devenant moins fréquentes.

En revanche, l'éclairement et les sols superficiels favorisent quelques espèces héliophiles et xéroclines à xérophiles de l'*Anthyllidion*, des *Carlinetea*, de fruticées et de pelouses comme *Anthyllis hermanniae*, *Bellium bellidioides* L., *Micropyrum tenellum* (L.) Link, *Carlina macrocephala* Moris, *Cruciata glabra* (L.) Ehrend, *Brachypodium pinnatum* (L.) P. Beauv. subsp. *rupestre* (Host) Schübl. & G. Martens, *Hypochaeris robertia*, *Galium corsicum*, *Silene vulgaris* (Moench) Garke.

Cette sous-association pourrait apparaître proche d'une association décrite en 2001 par Brullo *et al.* sur la base de 6 relevés effectués en Corse au en Haut-Asco entre 1 300 et 1 400 m d'altitude. Le *Junipero nanae-Pinetum laricionis* décrit par ces auteurs est intégré dans les *Pino-Juniperetea*, unité

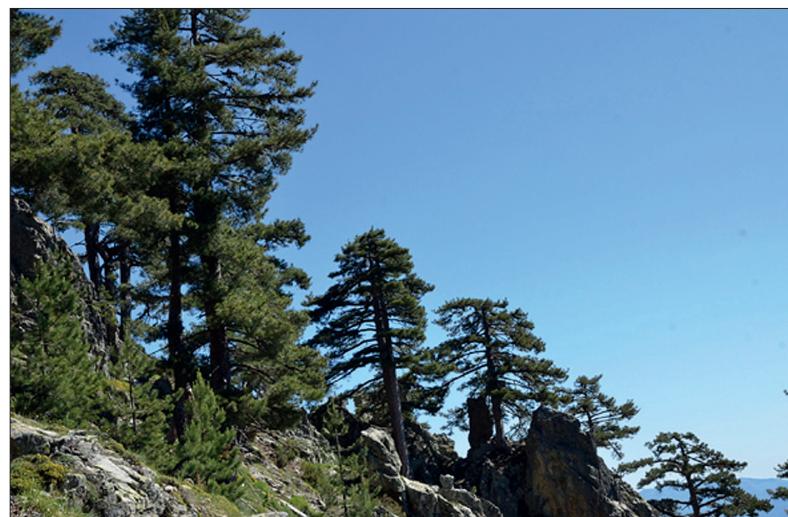


Figure 10 – Pin laricio de crête.

subalpine structurée par les conifères et présentant une strate arbustive dense à base de *Juniperus communis* L. subsp. *alpina* Celak et *Berberis aetnensis* C. Presl.

Cependant ces deux espèces ne caractérisent pas l'étage subalpin en Corse et sont déjà présentes à l'étage montagnard (Gamisans 1979). Gamisans & Gruber (1979) et Gamisans *et al.* (1981) placent *Juniperus communis* subsp. *alpina* dans le groupement arbustif du *Berberido aetnensis-Genistetum lobelioidis* (Gamisans 1975) très présent à l'étage montagnard.

En dehors de ces deux espèces, de nombreuses différences sont notées avec nos relevés. D'une part, les autres caractéristiques citées pour les unités supérieures, *Rosa serafinii* Viv., *Daphne oleoides* Schreb, *Cotoneaster integrifolius* Medik ne sont pas présentes dans nos relevés (*R. serafinii*, 2 fois avec un coefficient +) et d'autre part, les espèces constantes du tableau italien, *Arrhenatherum elatius* (L.) J. Presl & C. Presl. subsp. *sardoum* (Em Schmid) Gamisans, *Saponaria ocymoides* L. *alsinoides* (Viv.) Arcang., *Genista salzmannii* var. *lobelioides* et *Poa nemoralis* L. subsp. *balbisii* (Parl.) Hack sont sporadiques dans nos relevés. Nos relevés comportent une ou plusieurs espèces ligneuses feuillues (*Acer pseudoplatanus* L., *Sorbus aucuparia* L. subsp. *praemorsa* (Guss) Nyman, *Fagus sylvatica*), absentes du tableau des auteurs italiens.

Enfin, nous l'avons vu plus haut, les espèces caractéristiques de la sous-alliance du *Galio rotundifolii-Fagenion sylvaticae* sont toujours présentes avec des coefficients importants.

Nous avons recherché aux lieux indiqués, sans succès, les sites où auraient pu avoir été effectués les relevés italiens (Haut Asco, près du Chalet). Les différences entre les relevés des auteurs italiens et les nôtres semblent liées à la différence de méthode, nos relevés étant effectués sur des surfaces plus importantes (100 à 400 m² au lieu de 50 à 100 m²).

Pour toutes ces raisons, il ne nous est pas possible de rattacher nos relevés dans l'association de Brullo *et al.* (2001) et nous proposons de les placer au sein du *Pinetum laricionis*, association montagnarde, en tant que sous-association alticole du montagnard supérieur et de la base du subalpin, avec comme caractéristique *Juniperus communis* subsp. *alpina*.

Majoritairement situés aux expositions est et nord-ouest de 1 300 à 1 600 m (figure 7), on trouve également cette sous-association en secteur sud jusqu'à près de 1 700 m et disséminée ailleurs. À ces altitudes, les pentes sont fortes, entre 60 et 100 %, et conséquemment les sols soumis à une érosion intense sont souvent superficiels, les arbres s'enracinant entre les fissures des affleurements rocheux ou entre les blocs décimétriques à métriques émergeants. On y observe aussi un faciès pionnier à bouleau (*Betula pendula* Roth) qui semble être la règle dans les vallées où cette espèce est présente.

3) L'*Anthyllido hermanniae-Pinetum laricionis* (Gamisans 1977) Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo *stat. nov.* (Relevé 436 du 26/06/2018, Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo, Forêt de Rospa Sorba, exposition sud-sud-ouest, altitude 1 307 m, pente 5 %). Tableau 4, relevés 95 à 101 (figure 11).

La diagnose du syntaxon décrit par Gamisans en 1977, est reprise par ce même auteur dans d'autres études sur les vallées du Niolu (1979), du Haut-Vénacais (1981), du Verghellu (1989) et dans l'ouvrage général sur la végétation de la Corse (Gamisans 1991).

Ce syntaxon est défini comme une communauté dominée par le pin laricio, accompagné du bouleau, sous forme de peuplements ouverts où pénètrent des espèces de fruticées et pelouses montagnardes (*Anthyllis hermanniae*, *Genista lobelia* var. *lobelioides*, *Deschampsia flexuosa*, *Pteridium aquilinum*, *Anthoxanthum odoratum*, *Juniperus alpina*...). Selon cet auteur, ces forêts claires sont caractéristiques de sols érodés, rocheux, superficiels où elles forment un groupement permanent



Figure 11 – *Anthyllido hermanniae-Pinetum laricionis*. Forêt de Aïtone.

édaphoxérophile, mais elles peuvent aussi dériver de la dégradation du *Galio rotundifolii-Pinetum laricionis* Braun-Blanquet 1955 Gamisans 1977 subass. *luzuletosum* à la suite de coupes d'éclaircies ou d'ouvertures générées par des incendies par exemple.

Si la dégradation des peuplements n'entraîne pas de changement notable du sol, les conditions écologiques restent globalement stables et ce qui est à l'origine un *Pinetum laricionis* (= *Galio rotundifolii-Pinetum laricionis luzuletosum* Braun-Blanquet 1955 Gamisans 1977) le reste, même si par un effet d'augmentation de la lumière incidente, des espèces héliophiles comme *Anthyllis hermanniae* apparaissent. C'est d'ailleurs le cas dans la sous-association alticole du *Pinetum laricionis* de Litardière & Malcuit 1926 *juniiperetosum alpinae ass. nov.* ci-dessus. En revanche, il s'agira bien d'un *Anthyllido hermanniae-Pinetum laricionis* si par une érosion intense, le sol vient à être décapé et tronqué. En conclusion, nous retenons l'acceptation restreinte du climax édaphique pour cette association.

Nos relevés ont été effectués dans des situations de sols érodés, de chaos ou de dalles granitiques fissurées, mais aussi parfois sur



Figure 12 – Sol d'un relevé de l'*Anthyllido hermanniae-Pinetum laricionis* montrant la très forte pierrosité.

des sols très superficiels et très pierreux (figure 12), en terrains quasi plat (pentes de 5 à 10 %).

L'enracinement est traçant, facilement mis à nu lorsque la fréquentation touristique est intense. *Anthyllis hermanniae* caractérise l'association, avec *Briza maxima*. La flore de fond est composée de nombreuses espèces des fruticées et de pelouses montagnardes parmi lesquelles, au rang des plus fréquentes *Juniperus alpinae*, *Genista salzmannii* var. *lobelioides*, *Lotus corniculatus* L., *Micropyrum tenellum*, *Cynosurus echinatus*, *Aira caryophyllea*, *Crucianella angustifolia*, *Anthoxanthum odoratum*, *Hypochaeris robertia*, *Brachypodium rupestre*, *Galium corsicum*, *Silene vulgaris* et *Rumex acetosella* L.

Cette association s'observe à l'étage montagnard mais, en lien avec l'augmentation logique de la composante rocheuse avec la pente, elle est plus fréquente au montagnard supérieur (de 1 200 m à 1 700 m). De fait, *Juniperus communis* subsp. *alpina* y est souvent noté. Les relevés sont strictement localisés de l'ouest-nord-ouest au sud, peut-être en lien, à cette altitude, avec une érosion forte des versants en climat périglaciaire (figure 13).

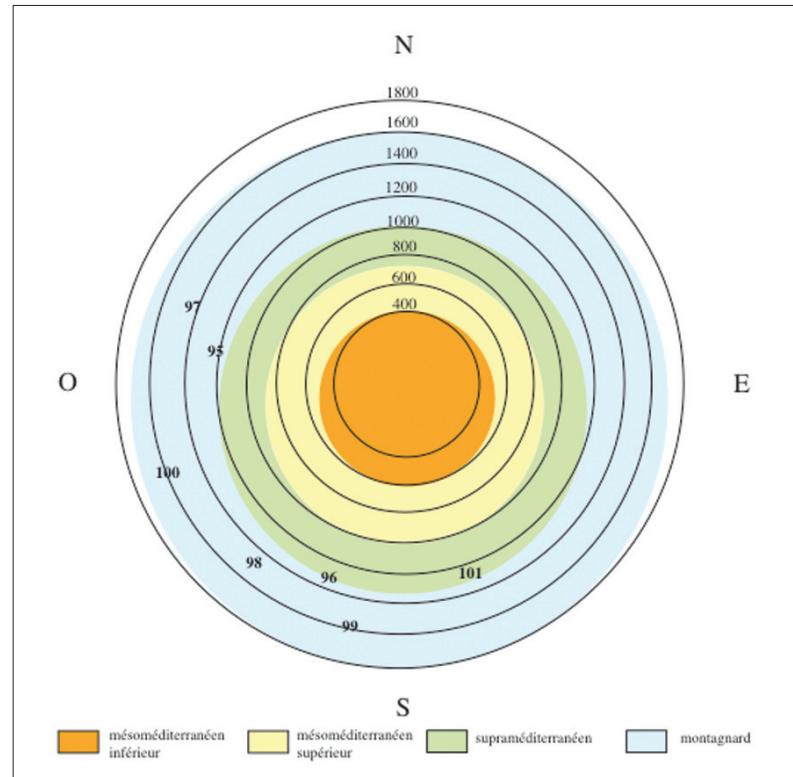


Figure 13 – Place des relevés de l'*Anthyllido hermanniae-Pinetum laricionis* dans le diagramme exposition/altitude. Aplats couleurs : limites théoriques des étages de végétation d'après Gamisans (1991).

L'activité porcine est nulle à faible en lien avec la forte charge en éléments grossiers. On observe un faciès pionnier à bouleau.

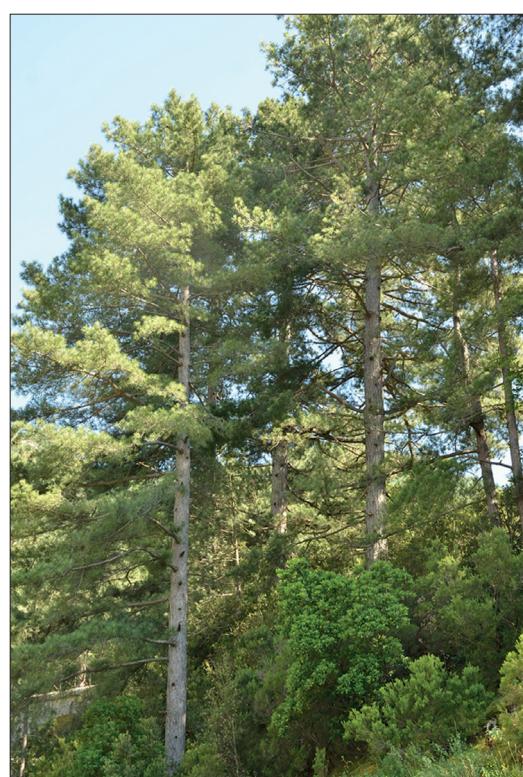


Figure 14 – *Arbuto unedoni-Pinetum laricionis*.

4) L'*Arbuto unedoni-Pinetum laricionis*

Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo ass. nov. (Relevé 456 du 29/06/2018, Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo, Vallée du Verghellu, exposition sud, altitude 944 m, pente 15 %). Tableau 1 - relevés 1 à 14.

Tous les auteurs font état de la présence de pin laricio à l'état isolé ou en petit groupe à basse altitude à l'étage mésoméditerranéen mais aucune association n'a été décrite ; Gamisans (1981) signale « qu'il ne constitue pas de véritable forêt mais peut se glisser en bouquets sur les ubacs et les fonds de vallons » de cet étage.

Pourtant, il est possible de trouver, disséminés, des petits peuplements de pin laricio à cet étage. Le déterminisme de leur installation n'est pas très clair mais on peut remarquer qu'il s'agit principalement de versants ouest et nord-ouest (figure 15). Aux altitudes les plus basses, on les trouve sous forme de faciès riverains où la proximité d'une rivière entraîne une fraîcheur et une humidité de l'air rendant possible le maintien du pin laricio.

Il s'agit de peuplements fermés de pin laricio accompagné parfois par le pin maritime. Le sous-bois qui peut être dense est composé d'*Arbutus unedo* souvent abondant, de

Quercus ilex, de quelques pieds de *Fraxinus ornus* L. *Hedera helix* L. est constant.

Les espèces du *Quercion ilicis* sont bien représentées dans la flore herbacée et, aux côtés de *Rubia peregrina*, qui est quasi constante, on note *Lonicera etrusca* Santi, *Cytisus villosus* Pourr., *Asplenium onopteris* L. et *Carex distachya*.

L'absence des espèces caractéristiques du *Luzulo pedemontanae-Pinetum laricionis* (*Luzula pedemontana*, *Veronica officinalis*, *Cynosurus effusus*, *Brimeura fastigiata*), encore présentes de façon discrète dans l'association du supraméditerranéen, est un fait très caractéristique.

Les sols observés sont plutôt peu épais (40 à 50 cm) et la roche sous-jacente en général peu fissurée, les humus de forme oligomull à dysmoder. Les affleurements rocheux sont nuls ou peu importants et la pierrosité des profils faible. L'horizon supérieur est brun noirâtre, la texture sablo-limoneuse à sableuse. L'activité des cochons est faible.

Dans le cas de formations riveraines le sol, constitué d'alluvions grossières, est au contraire très caillouteux. La hauteur des pins reste comprise entre 15 et 25 m.

Les relevés ont été réalisés entre 470 m et 944 m. C'est ici la limite basse du pin laricio qui montre ainsi l'étendue de sa plasticité.

Comme pour l'association du supraméditerranéen, on observe un léger décalage de la végétation vers l'ouest et le nord-ouest (enveloppe rouge) par rapport à la place théorique de l'étage mésoméditerranéen supérieur.

Nous retenons *Arbutus unedo* comme caractéristique de ce syntaxon qui s'intègre au sein des *Quercetea ilicis*.

Le tableau 5 récapitule les principaux éléments phytosociologiques et écologiques des différents syntaxons précédemment décrits.

Discussion

Plusieurs auteurs ont discuté les places respectives du pin laricio et du hêtre à l'étage montagnard dans les forêts corses (Debazac 1964, Conrad 2007, Gamisans 1969, 1977, 1981, 1991, Conrad 2007).

Ces deux essences se côtoient à cet étage, occupant les mêmes stations. C'est du moins ce que tous les auteurs ont admis jusqu'à aujourd'hui. Ces mêmes auteurs remarquent

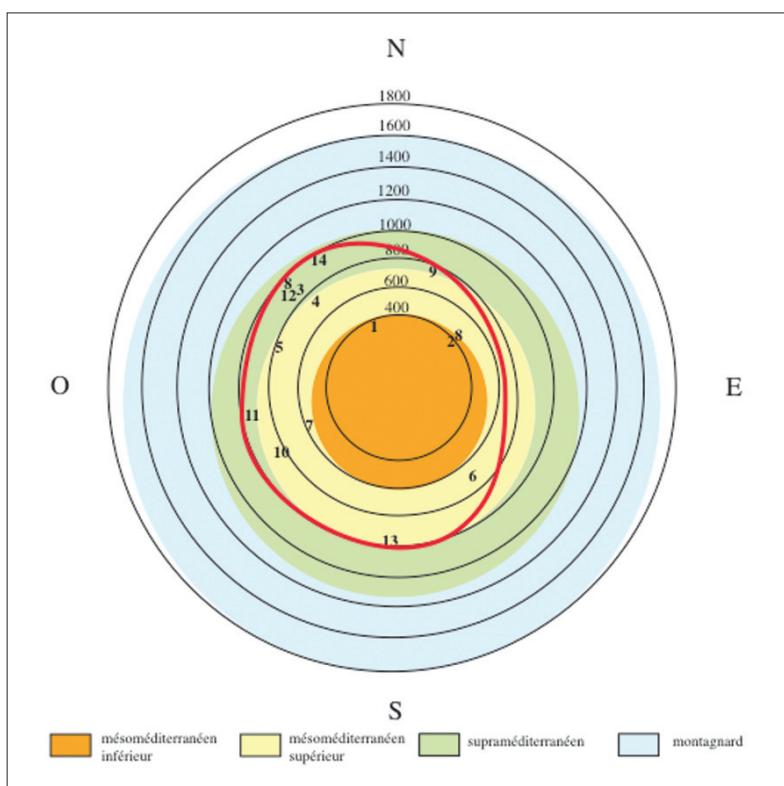


Figure 15 – Place des relevés de l'*Arbuto unedoni-Pinetum laricionis* dans le diagramme exposition/altitude. Aplats couleurs : limites théoriques des étages de végétation d'après Gamisans (1991).

Tableau 5 – Principales caractéristiques floristiques et écologiques des différents syntaxons. Jaune : mésoméditerranéen supérieur, vert : supraméditerranéen, bleu : montagnard.

| Syntaxons | Abies unedo- <i>Pinetum laricionis</i> | <i>Galio rotundifolii</i> - <i>Pinetum laricionis</i> quercetosum | <i>Galio rotundifolii</i> - <i>Pinetum laricionis</i> typicum | <i>Pinetum laricionis</i> typicum | <i>Pinetum laricionis</i> fagetosum | <i>Pinetum laricionis</i> Juniperetosum | <i>Pinetum laricionis</i> Juniperetosum | <i>Anthyllido-</i> <i>hermanniae-</i> <i>Pinetum laricionis</i> |
|----------------------------------|--|---|---|--|--|--|---|---|
| Combinaisons caractéristiques | <i>Erica arborea,</i> <i>Quercus ilex,</i> <i>Pinus pinaster,</i> <i>Rubus ulmifolius,</i> <i>Hedera helix</i> | <i>Erica arborea,</i> <i>Gallium rotundifolium et</i> <i>absence des autres</i> <i>espèces ci-dessus</i> | <i>Erica arborea,</i> <i>Anthyllis hermanniae</i> | <i>Luzula pedemontana,</i> <i>Cynosurus effusus,</i> <i>Veronica officinalis,</i> <i>Brimeura fastigiata,</i> <i>Fagus sylvatica,</i> <i>Abies alba</i> | <i>Luzula pedemontana,</i> <i>Cynosurus effusus,</i> <i>Veronica officinalis,</i> <i>Juniperus communis</i> subsp. <i>alpina</i> , | <i>Luzula pedemontana,</i> <i>Cynosurus effusus,</i> <i>Veronica officinalis,</i> <i>Brimeura fastigiata,</i> <i>Fagus sylvatica,</i> <i>Abies alba</i> | <i>Brimeura fastigiata,</i> <i>Fagus sylvatica,</i> <i>Abies alba</i> | <i>Anthyllis hermanniae,</i> <i>Briza maxima,</i> <i>Jasione montana,</i> <i>Micropyrum tenellum,</i> <i>Aira canophyllea</i> |
| Types climatiques | Climatophile | Climatophile | Climatophile | Climatophile | Climatophile | Climatophile | Climatophile | Edaphoxérophile |
| Biochimats (d'après Delbos 2015) | Subhumide | Humide | Humide | Humide | Humide | Humide | Humide | Hyperhumide ? |
| Type hydriques | Xéroclime | Mésophile | Xéroclime | Mésophile | Mésophile | Xéroclime | Xéroclime | Xérophile |
| Types trophiques | Acidiphile à acididine | Acidiphile à acididine | Acidiphile à acididine | Acidiphile à acididine | Acidiphile à acididine | Acidiphile à acididine | Acidiphile à acididine | Acidiphile à acididine |

que la flore de ces deux communautés est fort similaire.

L'idée générale qui ressort de ces travaux est que le pin laricio est surtout à son aise sur les adrets où il constitue la végétation climacique alors que la hêtraie représente le climax aux ubacs de l'étage montagnard. Le pin laricio est considéré comme une espèce pionnière (ou postpionnière) devant, de ce fait, laisser la place aux dryades (hêtre ou sapin) dans les successions menant à la végétation climacique ; il s'agit d'un concept très « médioeuropéen ».

Les forestiers, au premier rang desquels Debazac (1964) attribuent la présence du pin laricio aux ubacs du montagnard à la seule action des forestiers.

Pourtant, en se référant à Gamisans qui a le plus étudié et écrit sur le sujet, on remarque que sa pensée a largement évolué depuis sa première publication sur le sujet (1969), limitée au massif de Cervello-Vizzavona, où il considère les formations à pin laricio comme une sous-association de la hêtraie nommée *Fagetum sylvaticae corsicum*. Dans sa thèse (1977) sur l'ensemble de la Corse il reconnaît et définit une association à pin laricio (avec trois sous-associations), tout en gardant l'idée que le hêtraie est le climax à l'ubac. Dans sa dernière publication importante sur le sujet (1999), il évoque la possibilité d'avoir sur le long terme une strate supérieure et dominante de pin laricio surplombant une ou plusieurs générations de hêtres grâce à sa longévité bien supérieure.

Cette question est d'autant plus pertinente qu'il est aisément aujourd'hui de trouver des Pins laricis, et notamment des gros diamètres, sur les versants froids surplombant le hêtre ou le sapin (ou les deux) et près de 50 % de nos relevés de l'étage montagnard sont dans ce cas. La présente étude met ainsi en exergue que sur les versants de secteur nord se développent aussi bien des peuplements purs de pin que des peuplements mélangés de pin et de hêtre (avec ou sans sapin) et l'observation macroscopique des paramètres édaphiques (mini fosse) ne fait pas apparaître de différence pédologique entre les pinèdes et les hêtraies.

Comment pourraient donc se mettre naturellement en place de tels peuplements ?

La longévité du pin laricio est connue : les observations des relations diamètre/âge faites à différentes époques donnent les résultats suivants : Rol (1955) observe que les arbres de plus de 1 m de diamètre ont toujours plus de

300 ans, Bouley (1955) estime à 900/1 000 ans l'âge d'un pin de 1,80 m de diamètre. Mais les informations les plus précises et les plus spectaculaires sur ce sujet sont apportées par Doumet-Adanson (1872) qui relate le comptage des cernes d'un arbre de 1,93 m de diamètre pour 1 060 ans. Cet auteur rapporte que jusque vers les années 1850, les massifs du centre de l'île étaient tous peuplés de pins atteignant 3 à 6 mètres de circonférence et que la plupart des arbres de la vallée de Trottalia dépassaient 8 mètres. La plupart de ces pins disparurent dans la seconde moitié du XIX^e siècle suite à la création de routes facilitant l'exploitation forestière en donnant l'accès aux forêts de montagne.

Tous les pins d'un mètre et plus de diamètre que l'on peut encore observer aujourd'hui dans les peuplements mélangés au-dessus des hêtres sont âgés de plus de trois siècles et sont donc nés aux alentours de 1720. On n'imagine pas pourquoi le mélange n'aurait pas existé à cette époque. Si tel avait pu être le cas, alors le pin laricio aurait dû disparaître complètement des ubacs au profit du hêtre. En effet, Reille (1975), *in* Gamisans (1991) montre que les différents types sylvatiques étaient déjà présents il y a environ 12 000 ans.

Cet état de fait semble montrer, contrairement à l'idée généralement admise, que le pin laricio est capable de se maintenir au sein des peuplements de hêtre qu'il domine.

Tout au long des 5 à 10 siècles d'espérance de vie d'un pin qui vient de germer, les occasions de le voir se régénérer sont nombreuses. À côté de la trouée locale que peut provoquer l'écroulement de vieux géants de 6 mètres de circonférence et de 50 mètres de hauteur, d'autres phénomènes intervenant à de plus vastes échelles sont susceptibles de favoriser une régénération de pin laricio au sein de peuplements de hêtre, les gros coups de vent, la neige lourde ou les incendies libérant de larges espaces dans les peuplements sont en effet fréquents à l'étage montagnard. Ce dernier avatar est d'ailleurs mieux supporté par le pin laricio et son écorce épaisse que par le hêtre et son écorce lisse sans rhytidome.

Les travaux de pédoanthracologie (Thinon 1998) apportent des éléments nouveaux du plus haut intérêt sur la répartition postglaciaire du pin laricio. Ils montrent que ce dernier était présent sur le Capi corsu, sur l'adret de Calacuccia, sur le Pianu di Cuscione et que sa disparition de ces localités est sans nul doute le fait de l'homme (cet auteur n'a

malheureusement pas pu en préciser la date). La rareté du pin laricio en Castagniccia relève peut-être également des mêmes processus.

De même, Gamisans (1970) attribue à l'homme la quasi-absence du pin dans le massif de Tenda et le considère comme potentiellement climacique dans ce massif au-dessus de 1 000 m d'altitude.

Tout cela nous incite à considérer que le pin laricio, de par ses caractéristiques dynamiques, de longévité, de plasticité écologique, est apte à s'installer à peu près partout, de l'étage mésoméditerranéen supérieur à l'étage montagnard, quelles que soient les essences accompagnatrices.

Il reste cependant à étudier en détail les hêtraies sommitales présentes dans plusieurs massifs qui sont actuellement les derniers peuplements monospécifiques en limite de végétation forestière, afin de comprendre pourquoi il n'y a pratiquement jamais de mélange.

Enfin, l'association décrite par Brullo *et al.* (2001) nous semble correspondre à une fruticée naine montagnarde en phase de colonisation par le pin laricio plutôt qu'à une véritable forêt structurée par cette essence. Cependant, les étages cryo-oroméditerranéen et subalpin faisant depuis quelques années l'objet d'une reconquête forestière extrêmement rapide par le pin laricio (Gauberville *et al.*, à paraître ; figure 16), il est logique de penser qu'il va s'y développer un groupement forestier associé à une fruticée naine subalpine originale. Cette recolonisation des étages supérieurs est d'autant plus plausible que la pédoanthracologie a montré que le pin laricio a été présent dans le Niolu jusqu'à 2 090 m d'altitude, soit 300 m au-dessus de sa limite altitudinale actuelle (Thinon, 1998). Du point de vue synsystématique, nous proposons le synopsis phytosociologique suivant.

Synsystème phytosociologique

Quercetea ilicis Braun-Blanq. *in* Braun-Blanq., Roussine & Nègre 1952

— *Arbuto unedoni-Pinetum laricionis* Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo ass. nov.

Nota. La place de cette association au sein des *Quercetea ilicis* reste à préciser, la structuration actuelle étant construite avec des espèces feuillues sempervirentes.

Querco-Fagetea Br.-Bl. & Vlieger in Vlieger 1937

Fagetalia sylvaticae Pawł. in Pawł., Sołowski & Wallisch 1928

Luzulo luzuloidis-Fagion sylvaticae W. Lohmeyer & Tüxen in Tüxen 1954

Galio rotundifolii-Fagenion sylvaticae Gamisans (1977) 1979

— *Galio rotundifolii-Pinetum laricionis* Braun-Blanquet 1955 corr. Gamisans 1977

— *typicum*

— *quercetosum ilicis* Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo *subass. nov.*

— *anthyllidetosum* Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo *subass. nov.*

— *Pinetum laricionis* De Litardière & Malcuit 1926

— *typicum*

— *fagetosum sylvaticae* Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo *subass. nov.*

— *juniperetosum alpinae* Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo *subass. nov.*

— *Anthyllido hermanniae-Pinetum laricionis* (Gamisans 1977) Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo *stat. nov.*

Conservation

Les forêts corses de pin laricio représentent un patrimoine naturel tout à fait remarquable. 75 % de leur surface est constituée de forêts anciennes, c'est à dire en nature de bois depuis au moins 200 ans, mais parfois plus (Panaïotis *et al.*, 2017) ce qui semble exceptionnel au niveau de la région méditerranée (IUCN, 2018). De plus elles hébergent la Sittelle corse (*Sitta witteadi*), un petit passereau endémique strictement inféodée au pin, de même que plusieurs espèces de Chiroptères rares ou menacés comme la Noctule de Leisler (*Nyctalus leisleri*) et le Murin de Bechstein (*Myotis bechsteinii*).

Le comité français de l'Union internationale pour la conservation de la nature a attribué la catégorie Quasi menacée (NT) aux pinèdes de pin laricio de Corse (IUCN, 2018), en particulier à cause de leur sensibilité aux incendies, considérant que « *seuls quelques très grands incendies seraient suffisants pour affecter l'ensemble de la distribution de cet écosystème* ».

Enfin les très gros pins, témoins des siècles passés (cf. supra) que l'on peut encore observer ça et là et qui atteignent ou dépassent 1 mètre de diamètre ne sont que les résidus de géants encore plus imposants (Doumet-Adanson, 1872 et 1877) et bien plus nombreux disparus au XIX^e siècle. Ils mériteraient d'être conservés en même temps que l'on pourrait permettre



Figure 16 – Reconquête de l'étage subalpin par le Pin laricio. Forêt de Mélo.

à d'autres arbres d'atteindre ces dimensions. De tout cela il ressort que cet arbre et les forêts qu'il constitue ne sont pas ordinaires et méritent une attention toute particulière en tant que patrimoine naturel exceptionnel de la Corse.

Conclusion

Notre étude a permis de conforter les unités décrites par Gamisans en 1977 en les élévant au rang d'association. De plus, nous avons pu préciser d'une part la variabilité interne de ces nouvelles unités en décrivant trois sous-associations pour le *Pinetum laricionis* et trois sous-associations pour le *Galio rotundifoli-Pinetum laricionis* et d'autre part l'écologie de ces syntaxons.

À l'étage mésoméditerranéen une nouvelle association – l'*Arbuto unedoni-Pinetum laricionis* - structurée par le pin laricio associé à une flore mésoméditerranéenne a été décrite, montrant l'étendue des milieux occupés par cette essence et sa plasticité.

En revanche, contrairement à l'hypothèse de départ, nous n'avons pas pu confirmer la présence de l'association décrite par Brullo *et al.* à l'étage subalpin. Les relevés que nous avons effectués aux plus hautes altitudes conservent l'essentiel de la flore de l'association du *Pinetum laricionis* dans laquelle ils ont été placés au sein d'une sous-association alticole.

De même, les pinèdes de crêtes (figure 10) ne montrent pas de différences floristiques malgré les conditions climatiques sévères auxquelles elles sont apparemment soumises.

Nous avons discuté la place du pin laricio au contact du hêtre dans le contexte montagnard et avons montré que la dynamique du pin laricio doit s'appréhender sur le long terme. Par sa longévité hors du commun et sa taille, le pin laricio ne devrait pas être naturellement dominé par le hêtre, d'autant que sa plasticité le met sans doute à l'abri de certaines variations climatiques.

Enfin, il est difficile de trancher sur le fait de savoir si les pinèdes à pin laricio de Corse constituent une tête de série à l'ubac du montagnard, mais les peuplements mélangés dominés par le pin laricio sont très fréquents dans tous les massifs où le hêtre est présent. En conséquence ils devaient être décrits phytosociologiquement, d'autant

qu'ils sont visés par la Directive européenne « Habitats-Faune-Flore ».

Nous avons toutefois opté, au regard des relations de compétition entre les deux essences, pour une sous-association à hêtre au sein du *Pinetum laricionis*.

Remerciements

Il nous est agréable de remercier Laetitia Hugot, directrice du Conservatoire botanique national de Corse, pour l'aide pratique accordée qui a grandement facilité la réalisation de ce travail, ainsi qu'Emmanuel Catteau (Conservatoire botanique national de Bailleul) pour avoir démêlé les questions synoménclaturales.

Bibliographie

- Bensettiti F., Rameau J.-C. & Chevallier H. (coord.), 2001. « Cahiers d'habitats » *Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire*. Tome 1 - Habitats forestiers. MATE/MAP/MNHN. Ed. La Documentation française, Paris, 2 volumes : 339 p. et 423 p. + cedrom.
- Boulley P., 1955. La longévité du pin laricio de Corse, notice sur un pin laricio remarquable. *Revue forestière française* 12 : 853-854.
- Braun-Blanquet J., 1955. La forêt de *Pinus salzmanni* de Saint-Guilhem-le-Désert. *Collectanea Botanica*, vol IV Fasc. III, 33 : 435-490.
- Brullo S., Giusso del Galdo G. & Guarino R., 2001. The orophilous communities of the *Pino-Juniperetea* class in the central and eastern Mediterranean area. *Feddes repertorium* 112 3-4: 261-308.
- Carcaillet C., Barakat H., Panaïotis C. & Loisel R., 1997. Fire and late-Holocene expansion of *Quercus ilex* and *Pinus pinaster* on Corsica. *Journal of Vegetation Sciences* 8: 85-94.
- Conrad M., 2007. La forêt de Vizzavona. *Association Marcelle Conrad*, Éd. Albiana. 8 p.
- Debazac E. F., 1964. Le pin laricio dans son aire naturelle. *Revue forestière française* 3 : 188-215.
- Delbosc P., 2015. *Phytosociologie dynamico-caténale des végétations de la Corse : méthodologie typologique et cartographique*. Thèse de l'Université de Bretagne occidentale, Institut de géoarchéologie. Tome 1, 408 p.
- De Litardière R. & Malcuit G., 1926. *Contributions à l'étude phytosociologique de la Corse : le massif du Renoso*. Éd. Lechevalier, Paris. 144 p. + planches photographiques.
- Doumet-Adanson M.N., 1872. Sur les forêts de la Corse et la destruction déplorable des Laricios archi-séculaires qu'elles renferment. *Bull. Soc. Bot. de France* 19 : 10, LXXX-LXXXV.

- Doumet-Adanson M.N., 1877. Compte rendu de la séance du 11 juin à Ajaccio. *Bull. Soc. Bot. de France* 24, XXII- XXXVI.
- Dunal F., 1851. Description du *Pinus salzmanni* de la forêt de Saint-Guilhem-le-Désert. *Mém. Acad. Sc. Montpellier*.
- Gamisans J., 1968. *Étude phytosociologique de la zone montagneuse correspondant au projet de Parc national de Corse*. Thèse de spécialité, Marseille. 111 p.
- Gamisans J., 1969. Les formations sylvatiques dans la région de Cervello-Vizzavone. *Annales de la faculté des sciences de Marseille*. Tome XLII, 97-110.
- Gamisans J., 1970. Les vestiges de formations sylvatiques dans le massif de Tenda. *Bull. Soc. Sci., Nat. Hist. Corse*, 90/597 : 39-65.
- Gamisans J., 1977. La végétation des montagnes corses. Quatrième partie : les forêts. *Phytocoenologia* 4 (3) : 317-176.
- Gamisans J., 1979. A propos d'espèces indicatrices des étages de végétation en Corse. *Ecologia mediterranea* 4 : 45-49.
- Gamisans J., 1989. La végétation de la vallée du Verghellu (Corse centrale). Son état actuel, son évolution probable et les particularités de sa flore. *Trav. Sci. Nat. Reg. Res. Nat. Corse*, Fr, 25 : 53-104.
- Gamisans J., 1991. *La végétation de la Corse*, in Jeanmonod, D., Burdet H.-M. (eds.), Compléments au Prodrome de la flore de Corse. Annexe n° 2. Conservatoire et jardin botanique de la ville de Genève, Genève, 392 p.
- Gamisans J. & Gruber M., 1979. La végétation du Niolu (Corse). *Ecologia mediterranea* 4 : 141-156.
- Gamisans J., Gruber M., Claudin J. & Casanova J. B., 1981. Carte de la végétation du Haut-Venacais au 1/25000^e : notice. *Ecologia mediterranea* 7 (fascicule 1) : 85-98.
- Gauberville C., Panaïotis C., Reymann J., O'Deye-Guizien K. & Delbosc P. Caractérisation des végétations ripicoles forestières à *Acer pseudoplatanus* L. dans les étages montagnard et subalpin et limite forestière en Corse. *Doc. Phyto*. série 3, à paraître.
- Jabiol B., Brêtes A., Ponge J.-F., Toutin F. & Brun J.-J., 1995. *L'humus sous toutes ses formes*. Engref Nancy, 64 p.
- Jeanmonod D. & Gamisans J., 2007. *Flora Corsica*. Édisud. 922 p. + CXXXIV dessins.
- Panaïotis C., Barthet T., Vallauri D., Hugot L., Gauberville C., Reymann J., O'Deye-Guizien K. & Delbosc P., 2017. Carte d'état-major de la Corse (1864-1866). Occupation du sol et première analyse des forêts anciennes. *Ecologia mediterranea* 43 (1) : 49-64.
- Rameau J.-C., Dumé G., Mansion D. & Gauberville C., 2008. *Flore forestière française*, tome 3 : Région méditerranéenne. Institut pour le développement forestier, 2432 p.
- Reille M., 1975. *Contribution pollénanalytique à l'histoire de la végétation tardiglaciaire et holocène de la montagne corse*. Thèse de doctorat d'État ès sciences, Marseille, 206 p.
- Reymann J., Panaïotis C., Bioret F., Bacchetta G., Delage A., Delbosc P., Gamisans J., Gauberville G., Hugot L., O'Deye-Guizien K., Piazza C. & Pioli A., 2016. Prodrome des végétations de Corse. *Doc. Phyto*. série 3, 4 : 1-175.
- Rol R., 1955. La végétation de la Corse. *Revue forestière française* 12 : 841-852.
- Thinon M., 1998. Étude de l'aire potentielle du pin laricio en Corse, approche pédoanthracologique. Rapport CNRS, Institut d'écologie et de paléoécologie, Université d'Aix-Marseille. *Programme Life de la commission des communautés européennes*, 38 p.
- Union internationale pour la conservation de la nature, 2018. La liste rouge des écosystèmes en France. Chapitre « Forêts méditerranéennes de France métropolitaine ». Paris, 27 p.
- Weber H.E., Moravec J. & Theurillat J.P., 2000. International Code of Phytosociological Nomenclature. 3rd edition. *Journal of Vegetation Sciences* 11: 739-768.

Résumés de thèses

Julie CHENOT

2018

Réhabilitation écologique d'écosystèmes dégradés par l'exploitation des carrières : faire avec, refaire ou laisser faire la nature ?

Rehabilitation of ecosystems degraded by quarrying: make do, recreate or let nature do the job?

Thèse de doctorat de l'université d'Avignon, soutenue le 29 octobre 2018.

Jury – Grégory MAHY (Pr, Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège, Belgique), Emmanuel CORCKET, (MCF, HDR, Université de Bordeaux), Rapporteurs ; Isabelle LAFFONT-SCHWOB (Pr, Aix Marseille Université), Marion BRUN (Post-doctorante, Université de Lille) examinatrices ; Thierry DUTOIT (DR, CNRS) ; Élise Buisson (MCF HDR, Avignon Université), codirecteurs ; Renaud JAUNATRE (CR, Irstea Grenoble), co-encadrant ; Pierre BOURGUET (Directeur Société des Carrières de la Ménudelle) ; François AMORI (Directeur financier, Gagneraud PACA) membres invités.

Mots clés : biodiversité, carrières, communautés végétales, écosystème de référence, naturalité, nouvel écosystème, pédologie, perceptions, phytosociologie, potentialités écologiques, réhabilitation, restauration active, restauration passive, semis d'espèces, sociologie, succession végétale, transfert de sol.

Keywords: active restoration, biodiversity, ecological potentialities, naturalness, novel ecosystem, passive restoration, pedology, perceptions, phytosociology, plant communities, plant succession, quarries, reference ecosystem, rehabilitation, species seedling, sociology, soil transfer

L'écologie de la restauration est une discipline scientifique qui a vu le jour il y a une quarantaine d'années pour tenter de compenser les impacts négatifs du développement des sociétés sur les écosystèmes. Aujourd'hui, suite à des métanalyses planétaires révélant le succès relatif des opérations de restauration écologique, une nouvelle question émerge : faut-il restaurer activement ou laisser en libre évolution les écosystèmes dégradés ? C'est dans ce contexte que ce projet de thèse a eu lieu avec une démarche qui s'est voulue pluridisciplinaire et a porté sur l'étude de l'impact de carrières sur la steppe méditerranéenne de Crau (Bouches-du-Rhône, France). Deux cas ont été pris en compte, (i) d'anciennes

carrières exploitées dans les années 1970 et abandonnées présentant une diversité de modalités d'exploitation ou de réaménagement et, (ii) une carrière encore en cours d'exploitation dont la législation oblige la remise en état. L'objectif est de mieux identifier les éventuels verrous scientifiques en matière de connaissances pour la restauration et mieux définir les attentes sociétales afin de proposer au final une stratégie générale destinée à servir à la gestion future de ces écosystèmes. Les recherches de cette thèse se sont basées sur deux grandes questions, réflexions : (1) Les opérations de restauration écologique mises en place permettent-elles de restaurer l'écosystème de référence (= ici l'écosystème préexistant) ? En comparant différents traitements de restauration sur le long terme (transfert de sol selon différentes modalités, dépôts de matériaux anthropogéniques, absence de réhabilitation), nous avons pu montrer que le transfert de sol reste une bonne méthode, surtout lorsque les caractéristiques initiales du sol sont respectées. Néanmoins, il ne compense toujours pas à moyen terme (35 ans) la destruction de l'écosystème préexistant : le sol et la communauté végétale de la steppe de référence ne sont pas encore complètement rétablis. Une deuxième technique de mélange de sol lorsque le sol originel n'est plus disponible a également été testée, mais elle ne présente pas non plus un succès total de restauration à court terme (3 ans). Une deuxième question s'est donc posée en parallèle : (2) Sans restauration active, quelle est la valeur de la biodiversité générée par les activités humaines ? Et plus globalement, quelles natures voulons-nous ? Les carrières ont détruit l'écosystème steppique qui préexistait mais ont créé également de nouvelles conditions (pédologiques, de nouveaux habitats) qui soutiennent le fonctionnement et la connectivité d'espèces pionnières et abritent une importante biodiversité patrimoniale absente de l'écosystème d'origine. De plus, la comparaison entre les paysages de carrières et l'écosystème de référence auprès de différents acteurs territoriaux et du grand public a montré que les anciennes carrières sont perçues comme étant beaucoup plus naturelles que la steppe de référence et qu'elles sont également associées à une importante biodiversité. Ces résultats pourraient donc réorienter les choix de restauration ou de gestion, afin de choisir entre 1) ce qui est actuellement recommandé (une restauration active appliquée en fin d'exploitation avec l'écosystème historique en référence) et 2) une libre expression de la nature féroale encore appelée restauration passive (avec ou pas réaffectation initiale ; i.e. où l'écosystème de référence est différent de l'écosystème préexistant).

Restoration ecology is a scientific discipline that has reemerged forty years ago to try to compensate the negative impacts of society development on ecosystems. Today, following global meta-analyses revealing the relative success of ecological restoration, a new question emerges: should we actively or passively restore degraded ecosystems? It is in this context that this thesis project took place with a multidisciplinary approach and focused on the study of quarrying impacts on the Mediterranean steppe of Crau (Bouches-du-Rhône, France). Two cases were taken into account: (i) old quarries operated in the 1970s and abandoned then, presenting a variety of exploitation types or rehabilitation modalities, and (ii) a quarry still in the process of exploitation, the legislation now requiring repairs. The aim is to better identify possible scientific obstacles in the field of knowledge for ecological restoration and better define societal expectations in order to finally propose a general strategy intended to serve the future management of these ecosystems. The research of this thesis was based on two major questions, reflections: (1) Do ecological restoration actions restore the reference ecosystem (= the pre-existing ecosystem)? By comparing different long-term restoration treatments (various types of soil transfers, anthropogenic deposits, lack of rehabilitation), we were able to show that soil transfer is still the best method, especially when the initial characteristics of the soil are respected. However, it still does not compensate in the medium term (35 years) for the destruction of the pre-existing ecosystem: the soil and the plant community of the reference steppe are not completely restored yet. A second soil mixing technique used when the original soil is no longer available has also been tested, but it is not very successful either in the short-term (3 years). A second question arose in parallel: (2) Without active restoration, what is the value of biodiversity generated by human activities? And more generally, what kind of nature do we want? Quarries have destroyed the pre-existing steppe ecosystem but have also created new conditions (soil, new habitats) that support the functioning and connectivity of pioneer species and shelter important heritage biodiversity that is absent from the pre-existing ecosystem. In addition, the comparison between the quarry landscapes and the reference ecosystem landscapes with different stakeholders and the general public has shown that the old quarries are perceived as being much more natural than the reference steppe and that they are also associated to an important biodiversity. These results could therefore reorient the choice of restoration or management, in order to choose between 1) what is currently recommended (active restoration applied after the end of quarry exploitation with the historical ecosystem as a reference) and 2) the free expression of feral nature also called passive restoration (with or without reclamation, i.e. where the reference ecosystem is different from the pre-existing ecosystem).

Marie DOUARRE

2018

Revisiter les relevés phytosociologiques anciens pour analyser la dynamique des pelouses sèches méditerranéennes

Revisiting ancient phytosociological records to analyze the dynamics of Mediterranean dry grasslands

Diplôme en Sciences de la vie et de la terre de l'École pratique des hautes études, soutenue le 3 décembre 2018 à Montpellier.

Jury – Frédéric BIORET (Pr, Université de Brest), Rapporteur ; Laurent TATIN (Dr, CEN-PACA) ; Christelle HELY-ALLEAUME (Directrice d'étude EPHE), examinatrices ; Thierry DUTOIT (DR, CNRS) directeur ; Didier ALARD (Pr, Université de Bordeaux) ; Roger PRODON (Directeur d'étude EPHE), co-directeurs.

Mots clés : changements globaux, pelouses sèches substeppiques, restauration écologique, communauté végétale de référence, relevés historiques, rééchantillonnage, phytosociologie, pastoralisme

Keywords: Global changes, sub-steppic dry grasslands, ecological restoration, reference plant community, historical inventories, resampling, phytosociology, pastoralism.

Dans la plaine de Crau (Bouches-du-Rhône, Sud-est de la France), les pelouses sèches méditerranéennes sub-steppiques (le coussoul) représentent un habitat originel traditionnellement pâtré depuis le Néolithique et d'un très grand intérêt patrimonial. D'importantes opérations de restauration écologique de ces pelouses ont été menées, en utilisant comme habitat de référence les communautés végétales, considérées comme témoins « non perturbés ». La question néanmoins se pose du caractère naturel et inchangé de ces communautés, qui ont pu subir les effets des changements globaux climatiques et/ou d'usages pastoraux. L'enjeu est ici de savoir si ces végétations sont restées stables depuis qu'elles sont étudiées et sinon, de comprendre les dynamiques mesurées. Afin d'identifier d'éventuelles trajectoires de cette communauté, nous avons revisité des inventaires botaniques anciens (relevés phytosociologiques) réalisés depuis la seconde moitié du xx^e siècle. La méthode de rééchantillonnage de relevés anciens est une méthode alternative de l'approche par chronoséquence pour étudier les trajectoires des communautés végétales à long terme sans prendre le risque de confondre l'espace avec le temps. Les données historiques et récentes sur la végétation de la plaine de Crau sont compilées à partir d'articles, mémoires, thèses et de relevés déjà saisis dans des bases de données. La campagne de rééchantillonnage a été réalisée aux printemps 2015 et 2016 aux endroits les plus proches de ceux

indiqués dans les anciens relevés selon une méthode standardisée. Les résultats suggèrent notamment des changements dans la composition floristique avec un enrichissement en espèces nitrophiles et rudérales. Ces changements pourraient s'expliquer par des dépôts atmosphériques azotés ou des changements de pratiques pastorales. En projetant les relevés réalisés le long du gradient de végétation observable autour des bergeries, la part de variation de composition floristique expliquée par l'évolution des pratiques pastorales semble plus importante que celle attribuable aux retombées azotées.

Cannelle MOINARDEAU **2018**

***L'écopastoralisme, un outil adapté pour la gestion conservatoire des écosystèmes très anthropisés ?
Le cas des digues artificielles du canal de dérivation de Donzère-Mondragon dans la vallée du Rhône (Vaucluse-Drôme, France)***

***Ecopastoralism, an adapted tool for the conservation management of highly anthropised ecosystems?
The case of the artificial dikes of the Donzère-Mondragon channel in the Rhône valley (Vaucluse-Drôme, France)***

Thèse de doctorat de l'université d'Avignon, soutenue le 12 décembre 2018.

Jury – Didier ALARD (Pr, Université de Bordeaux), Sylvain PLANTUREUX (Pr, Université de Lorraine), rapporteurs ; Albin BLASCHKA (*Agricultural Research and Education Center Raumberg-Gumpenstein*, Autriche), Élise BUISSON (MCF HDR, Université d'Avignon), examinateurs ; François MESLEARD (Pr, Université d'Avignon – Tour du Valat), Thierry DUTOIT (DR, CNRS) codirecteurs ; Romain BRUSSON (Chargé d'étude environnement, CNR), Bruna ROMANINI (Personnel d'exécution, ONCFS), membres invités.

Mots clés : biologie de la conservation, communautés végétales, écopastoralisme, nouveaux écosystèmes, GPS, indice de végétation, pâturage extensif, télédétection.

Keywords: anthropized ecosystems, biodiversity, conservation biology, ecograzing, extensive grazing, GIS, GPS, plant communities, remote sensing, rustic breeds, vegetation index.

L'objectif principal de cette thèse était de caractériser les impacts de différents types de gestion pastorale (bovins, équins, caprins) sur les communautés végétales de « nouveaux écosystèmes » fortement anthropisés que sont les digues et remblais de la réserve de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône. Différents outils ont été utilisés (relevés de végétation, analyses de sols, analyses minérales des herbages, télédétection, etc.) à des échelles spatiales différentes afin de dégager les interrelations entre les différents niveaux d'organisation et fonctionnalités de la végétation. En effet, l'émergence des « nouveaux écosystèmes » oblige les gestionnaires à reconsiderer les principes initiaux de la gestion conservatoire. Dans notre étude, il a pu être démontré que les systèmes de pâturage faisant appel à des troupeaux d'herbivores dont l'organisation est adaptée pour maintenir l'ouverture des milieux, augmentent la richesse spécifique, la diversité et l'hétérogénéité de la végétation à court terme (3-5 années) par rapport à l'absence de gestion ou aux interventions mécaniques. Les analyses montrent également que les espèces annuelles qui apparaissent sont appetentes et contribuent à augmenter la valeur fourragère de certains faciès du site pâtré par les chevaux. Ces herbivores ont également un impact sur la banque de graines permanente du sol en augmentant son hétérogénéité et la densité de graines viables sous les faciès les plus pâtrés. Le pâturage des vaches et des chevaux confirme une corrélation entre l'indice de végétation (NDVI) obtenu après l'analyse de photographies aériennes, la biomasse et la richesse en espèces végétales. Les estimations d'indices de consommation de la ronce sous SIG ont permis d'apprécier l'efficacité de l'action des chèvres. Ces différents résultats, pour les modalités testées, correspondent bien à ceux déjà obtenus lors d'applications de systèmes pastoraux en milieux naturels. La gestion pastorale devrait néanmoins être pensée sur le moyen terme, si possible via des contrats pluriannuels, favorisant la durabilité de cette méthode de gestion et de ses effets dans le temps.

The main objective of the thesis was to characterize the impacts of different types of pastoral management (cattle, horses, goats) on «new ecosystems» plant communities. Our experimentations were conducted in highly anthropized dykes and embankments of the Donzère-Mondragon reserve in the lower Rhone valley. Various tools were used (i.e. vegetation surveys, soil analyzes, grassland mineral analyzes, remote sensing, GIS, etc.), and at different spatial scales in order to identify the interrelationships between the different levels of vegetation organization and functions. Indeed, the emergence of «new ecosystems» requires managers to reconsider the initial principles of conservation management. Our study showed that, in the short term (3-5 years), grazing systems using herds of herbivores, whose organization is adapted to maintain open habitats, increase species richness, diversity and heterogeneity of plant communities compared to lack of management or mechanical interventions. Moreover, the annual species that appear are appetizing and contribute to increase the forage value of the site

grazed by horses. These herbivores also have an impact on the permanent seed bank by increasing both its heterogeneity and the density of viable seeds under the most grazed patches. Grazing of cattle and horses confirm a correlation between the vegetation index (NDVI), biomass and plant species richness. Finally, we evaluated the efficacy of goats' action on bramble via consumption indices calculated using GIS. Our different results are in the line with those already obtained in natural environments. Future experiments should test the effects of mixed grazing systems, particularly cattle, goats and horses, on the colonization dynamic of competitive shrubs such as brambles. Applied pastoral management should be considered in the medium term, via multi-year contracts to promote the sustainability of this management method and its effects over time.

Christel VIDALLER **2018**

*Quels facteurs limitent l'installation de *Brachypodium retusum* – une espèce clé dans la restauration écologique des steppes Méditerranéennes ?*

Which factors limit the establishment of *Brachypodium retusum* – a key species in ecological restoration of Mediterranean steppes?

Thèse de doctorat en biologie d'Avignon Université, soutenue le 14 décembre 2018.

Jury – Johannes KOLLMANN (Pr, Technische Universität München, Germany), Rob MARRS (Pr, University of Liverpool, UK), Rapporteurs; Pierre-Olivier CHEPTOU (Dr, CNRS CEFÉ, Montpellier), Nathalie MACHON (Pr, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris), Élise BUISSON (MCF HDR, IMBE, Université d'Avignon), Examinateurs; Armin BISCHOFF (Pr, IMBE, Université d'Avignon), Directeur ; Thierry DUTOIT (DR, CNRS IMBE, Université d'Avignon) Co-Directeur

Mots clés : AFLP, jardin commun, pelouse sèche, enclos, adaptation locale, pelouse méditerranéenne, marqueurs neutres, origine des plantes, poaceae, différenciation entre populations, brûlage dirigé, ØST, PST, traits phénotypiques, recrutement des plantules, Théro-Brachypodiée

Keywords: AFLP, common garden, dry grassland, exclosures, local adaptation, Mediterranean grassland, neutral markers, plant origin, poaceae, population differentiation, prescribed burning, ØST, PST, phenotypic traits, seedling recruitment, Thero-Brachypodiæta

Le brachypode rameux (*Brachypodium retusum*) est une espèce herbacée pérenne qui domine les pelouses sèches de Méditerranée occidentale. Dans notre zone d'étude du Sud de la France, la recolonisation spontanée est très faible après perturbation du sol. Cette observation ne correspond pas aux résultats d'études menées dans d'autres régions montrant une capacité de colonisation élevée. L'objectif principal de cette thèse était donc de tester les différentes hypothèses pouvant expliquer les différents patrons de colonisation.

Dans un premier chapitre, nous avons testé si ces différents patrons de colonisation résultent d'une différenciation génétique entre les populations. Des marqueurs AFLP ont été utilisés pour analyser la structure génétique de 17 populations de Méditerranée occidentale dont la différenciation neutre entre populations. Dans un sous-échantillon de 13 populations françaises, la différenciation de traits phénotypiques sous sélection a été testée dans un jardin commun et comparée à la différenciation neutre. Dans le deuxième chapitre, nous présentons une étude sur la différenciation adaptative des traits phénotypiques et avons testé une potentielle réponse différentielle à la manipulation de facteurs environnementaux clés. Les deux derniers chapitres de la thèse ont analysé les facteurs environnementaux qui limitent la recolonisation *in situ*, indépendamment du génotype ou de la population. Dans le troisième chapitre, nous avons testé l'effet du pâturage et du feu sur le recouvrement végétatif ainsi que sur la reproduction sexuée de *B. retusum* installé. Enfin, dans le quatrième chapitre, nous avons mesuré l'effet de l'arrosage initial et du pâturage sur l'installation de plantules transplantées initialement germées en serre et de plantules issues de semis *in situ*. Nos résultats ont montré que les populations de *B. retusum* sont génétiquement différencierées pour les marqueurs neutres mais également pour les traits phénotypiques. Cette différenciation est supérieure à la dérive seule et suggère une adaptation aux conditions environnementales, en particulier aux températures estivales et à la fréquence du gel en hiver. Une réponse différentielle à la manipulation expérimentale de facteurs environnementaux (sol, pâturage, humidité du sol) a confirmé le caractère adaptatif de la différenciation génétique. Les expériences *in situ* ont montré que le feu a un effet positif sur la reproduction de *B. retusum* et sur la communauté végétale associée, alors que son recouvrement végétatif n'était pas supérieur à la moyenne de la communauté. L'exclusion du pâturage pendant deux saisons n'a eu d'incidence sur aucun des paramètres mesurés chez les populations adultes. L'arrosage initial a affecté l'installation des plantules au cours de la première saison. Au cours de la deuxième saison, l'effet seul de l'arrosage n'était pas significatif, cependant son effet est resté positif sur la survie uniquement dans les parcelles pâturées. Le pâturage, au début du cycle de vie de *B. retusum*, a eu un effet négatif sur le recrutement et la croissance des plantules. En conclusion, la différenciation adaptative entre les populations peut avoir contribué aux différences régionales en termes de capacité de colonisation et doit être prise en compte lors du ciblage des populations sources pour l'introduction de plantes en restauration écologique. La réponse positive de *B. retusum* a indiqué que le feu était une force sélective importante dans

le passé qui pourrait être utilisée pour favoriser l'espèce et la communauté végétale associée dans des opérations de conservation et de restauration. L'exclusion du pâturage à court terme est tolérée par les populations adultes de *B. retusum*, mais l'abandon à long terme entraîne une diminution de son recouvrement par rapport aux graminées pérennes à croissance rapide. Enfin, lors des premiers stades de l'installation des plantules, il est nécessaire d'éviter le pâturage pour garantir le succès de l'introduction, sinon le stress dû au pâturage doit être compensé par un arrosage.

Ramose false brome (*Brachypodium retusum*) is a perennial herbaceous species that dominates dry grasslands of the Western Mediterranean. In our southern French study area, spontaneous re-colonisation is very low after soil disturbance. This observation does not correspond to the results of studies from other regions showing a high colonisation capacity. The major objective of this PhD thesis was to test different hypotheses potentially explaining the different colonisation patterns.

In the first chapter, we tested whether these different colonisation patterns are the result of genetic differentiation among populations. AFLP markers were used to analyse genetic structure including neutral population differentiation in 17 Western Mediterranean populations. In a sub-sample of 13 French populations, differentiation in phenotypic traits under selection was tested in a common garden and compared to neutral differentiation. In the second chapter, we present a study on adaptive differentiation in phenotypic traits testing a potentially differential response to the manipulation of key environmental factors. The last two chapters of the PhD analysed environmental factors that limit re-colonisation in the field independent of genotype or population. In the third chapter, we tested the effect of grazing and fire on vegetative recovery as well as on sexual reproduction of established *B. retusum* and in the fourth chapter we measured the effect of initial watering and grazing on the establishment of transplanted seedlings pre-grown in a greenhouse and of field-sown seedlings.

Our results showed that populations of *B. retusum* are genetically differentiated in neutral markers but also in phenotypic traits. This differentiation is superior to drift alone and suggests adaptation to environmental conditions, particularly to summer temperature and winter frost frequency. A differential response to experimental manipulation of environmental factors (soil, pasture, soil moisture) confirmed the adaptive character of genetic differentiation. The field experiments showed that fire has a positive effect on *B. retusum* reproduction and on the associated community whereas vegetative recovery was not higher than community average. Two seasons of grazing exclosure did not affect any of the measured parameters in adult populations. Initial watering affected seedling establishment in the first season. In the second season, the watering main effect was not significant but interestingly the effect remained positive on survival in grazed plots whereas no such effect was observed in exclo-

sures. Grazing in early life cycle stages of *B. retusum* had a negative effect on seedling recruitment and growth.

In conclusion, adaptive differentiation between populations may have contributed to regional differences in colonisation capacity and needs to be taken into account in targeting source populations for plant introduction in ecological restoration. The positive response of *B. retusum* indicated that fire was an important selective force in the past which may be used to favour the species and its associated plant community in current conservation and restoration management. Short-term grazing exclosure is tolerated by mature *B. retusum* populations but long-term abandonment results in a decrease of cover relative to high-growing perennial grasses. In early stages of seedling establishment grazing should be avoided to guarantee introduction success - or grazing stress needs to be compensated by watering.

Laurent TATIN

2019

Dynamique de populations d'espèces steppiques et menacées, appliquée à leur conservation

Population dynamics of some endangered steppe species, applied to their conservation

Thèse de doctorat de l'université d'Avignon, soutenue le 01 février 2019.

Jury – Stéphane AULAGNIER (Pr, Université de Toulouse), Pierre-Yves HENRI, (MCF, HDR, MNHN), Rapporteurs ; Aurélien BESNARD (MCF, HDR, EPHE) ; Gilles CHEYLAN (DR, CEN-PACA) ; François MESLEARD (Pr, Avignon Université – Tour du Valat) examinateurs ; Thierry DUTOIT (Dr, CNRS) directeur.

Mots clés : capture-marquage-recapture, Causse Méjean, collaboration gestion/recherche, comportement social, distance sampling, dynamique de population, Equidés, espèce cryptique, gestion conservatoire, habitats steppiques, monitoring, Orthoptères, pelouses méditerranéennes, plaine de la Crau, probabilité de détection, radio-télémétrie, Reptiles.

Keywords: capture-recapture, Causse Méjean, Crau plain, conservation management, detection probability, distance sampling, elusive species, Equids, management/research collaboration, Mediterranean grasslands, monitoring, Orthoptera, population dynamics, radio-tracking, Reptiles.

À partir de travaux menés avec une démarche scientifique et choisie au fil de 15 années d'activité professionnelle, à l'interface entre la recherche et la conservation, la thèse tente de montrer 1) l'intérêt d'étudier les populations d'espèces inféodées aux habitats steppiques, 2) la difficulté d'acquérir

une image nette des changements qui s'opèrent au sein de ces populations, 3) l'importance du lien entre recherche et gestion et la possibilité qu'il crée de produire une image suffisamment nette pour mettre en place des actions de conservation et les tester. Les trois questions de recherche qui ont motivé les travaux présentés sont : 1) Quelle influence a le comportement individuel sur la démographie d'une population captive à des fins de conservation ? 2) Avec quelle puissance statistique détectons-nous les tendances de population des espèces discrètes ? 3) A quel type de gestion la recherche des causes d'extinctions locales doit conduire en milieu steppique ? Après avoir présenté le cadre scientifique nécessaire pour répondre à ces questions, les deux sites d'étude (le causse Méjean et la Crau) et les trois espèces qui servent de modèle (le Cheval de Pzrewalski, le Lézard ocellé et le Criquet de Crau) sont décrits. Un rappel de certaines des méthodes utilisées est proposé : le suivi d'unités comportementales, la radio-télémétrie, la capture-marquage-recapture et le *distance sampling*.

Les neuf années de suivi de la population captive de chevaux de Pzrewalski ont révélé l'importance que peut avoir l'espace social disponible sur le taux d'accroissement de la population. Lorsque la surface disponible est restreinte, le stress social augmente et affecte la fécondité des jeunes juments en retardant l'âge de la première reproduction. Les suivis des populations de lézards ocellés et de criquets de Crau montrent que la prise en compte de la probabilité de détection dans le monitoring des espèces discrètes est indispensable pour obtenir une image non biaisée des fluctuations de la population. Si la puissance statistique obtenue est faible, elle peut cependant être optimisée en calibrant l'effort. La recherche des causes d'extinctions locales du Criquet de Crau peut induire une gestion adaptée de l'habitat si une estimation non biaisée des tailles de population est réalisée car elle permet à la fois d'identifier les fluctuations temporelles et de comparer des sites selon la pression pastorale. Ces résultats sont mis en relation avec la gestion conservatoire des espèces concernées et critiqués dans une discussion générale. Enfin, les perspectives de recherche abordent la collaboration recherche/gestion et la façon d'appréhender le socio-écosystème steppique au sein d'un espace naturel protégé. Elles exposent également quels peuvent être les outils d'amélioration de l'image des changements qui s'opèrent au sein des populations : utilisation de pièges photographiques pour étudier le rythme d'activité et améliorer les suivis, *non-invasive genetic sampling* pour suivre les paramètres populationnels d'espèces sensibles et l'utilisation des chiens pour détecter la présence d'espèces cryptiques.

and management and the potential of such interdisciplinary work to produce a picture clear enough to design and test conservation actions. The three research questions that motivated the present work are: 1) How does individual behavior influence the demography of a captive population bred for conservation purposes? 2) Do we detect population trends of elusive species with a suitable statistical power? 3) What are the threats species have to face in steppe habitat and how should management be adapted? After presenting the scientific framework necessary to answer these questions, the two study sites (Causse Méjean and Crau) and the three species chosen as models (Pzrewalski's Horse, Ocellated lizard and Crau plain grasshopper) are described and a short overview of the methods used (behavioral unit monitoring, radio telemetry, capture-recapture and distance sampling) is given. The nine years monitoring of the captive population of Pzrewalski horses have revealed that social space has important impact on population growth rate. When the space is limited, social stress increases and affects the fertility of young mares by delaying the age at first reproduction. Studying Ocellated lizard and Crau plain grasshopper populations showed that accounting for detection probability in the monitoring of such elusive species is essential to obtain unbiased results on population trends. If necessary, low statistical power can be optimized by calibrating field effort. Research on threats to the Crau plain grasshopper showed that habitat management has to be adapted to the requirements of the species (reduction of grazing intensity). Unbiased estimates of population sizes are required to identify temporal fluctuations in population size and for comparison between sites in order to understand species response to pastoral pressure. The relevance of the scientific results are then reviewed and discussed with attention to the link between science and management. Perspectives address research-management collaboration and how to integrate the steppe socio-ecosystem within a protected natural landscape. I also discussed what tools are additionally used to improve the knowledge on population trends: camera traps to study activity and to improve monitoring, non-invasive genetic sampling to monitor population parameters of elusive species, and sniffing dogs to detect the presence of cryptic species.

The thesis is based on 15 years work experience at the interface between research and conservation and aims showing 1) the interest of studying populations of species associated with steppe habitats, 2) the difficulty of acquiring a clear picture of the changes taking place within these populations, 3) the importance of the link between research

Fabrication :

Transfaire /naturalia
PUBLICATIONS

04250 Turriers

www.transfaire.com

www.naturalia-publications.com

Achevé d'imprimer : août 2019

ecología mediterránea

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, EPHE, Montpellier, France
D^r Cécile CLARET, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Bruno FADY, INRA, Avignon, France
Pr 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
Pr Serge KREITER, SupAgro, Montpellier, France
D^r Audrey MARCO, École nationale supérieure du paysage, Marseille, France
Pr Frédéric MÉDAIL, Université Aix-Marseille, Marseille, France
Pr François MESLARD, 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 de Concepción, Chili
D^r Ioannis VOGLATZAKIS, Open University of Cyprus, Chypre

ISSN 0153-8756

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

Guidelines for authors

ecología mediterránea 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 *ecología mediterránea* 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. *ecología mediterránea* 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 *ecología mediterránea* 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 *ecología mediterránea*. Editors who wish to see their book reviewed in *ecología mediterránea* 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 *ecología mediterránea*. 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: Chretet 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; Dupond & Dupont 1997)...".

ABBREVIAVES, 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 |
| Sur la présence de <i>Cymbula safiana</i> (Gastropoda : Patellidae) au niveau de la côte algérienne (Méditerranée sud-ouest) : structure des populations et nouvelles stations de signalisation Z. BOUZAZA, K. MEZALI | 5 |
| Diet selection of introduced black rats <i>Rattus rattus</i> L. in relation to plant availability on Berlenga Island, Portugal T. NASCIMENTO, N. OLIVEIRA, A. I. FAGUNDES, C. TEJADA-BAENA, A. Luís | 15 |
| Landscape linkages for the distribution of the endangered <i>Hierophis cypriensis</i> in Cyprus E. EROTOKRITOU, I. N. VOGIATZAKIS | 31 |
| Effets d'une crue sur la banque de semences du sol des habitats riverains dans les Alpes du Sud, France S. HUC, A. SAATKAMP, F. JACOB, S. ABDULHAK | 45 |
| Note on the Flora of Plane Island (Oran) K. BAHI, S. HADJADJ AOUEL, A. BELGUERMI | 61 |
| Suivi local d'une communauté de rongeurs dans la région de Lansarine au nord de la Tunisie : activité et distribution spatiale et temporelle des espèces A. BEN IBRAHIM, I. BEN SALEM, I. LABIDI, M. CHETOUI, S. NOURI | 67 |
| Restauration écologique des forêts par l'utilisation d'espèces autochtones au nord-ouest de la Tunisie : une nouvelle expérience d'approche participative I. TOUAMI, A. KHORCHANI, Z. NASR, M. T. ELAIEB, T. RZIGUI, A. KHALDI | 75 |
| Analyse phytosociologique et phytoécologique des formations forestières à pin laricio de Corse (<i>Pinus nigra</i> J.F. Arnold subsp. <i>laricio</i> Maire) C. GAUBERVILLE, C. PANAIOTIS, F. BIORET, J. CAPELO | 85 |
| Résumés de thèses – Ph. D summaries J. CHENOT, M. DOUARRE, C. MOINARDEAU, C. VIDALLER, L. TATIN | 104 |

Revue indexée dans Pascal-Cnrs et Biosis

