

ecologia *mediterranea*

Vol. 44 (1) – 2018

Revue internationale d'écologie méditerranéenne
International Journal of Mediterranean Ecology



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

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

Naturalia Publications

Éditrices en chef : Dr Élise Buisson
et Dr Brigitte Talon

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

Comité éditorial

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

D^r Marc CHEYLAN, EPHES, Montpellier,
France

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

D^r Bruno FADY, INRA, Avignon, France

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

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

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

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

P^r Serge KREITER, SupAgro, Montpellier,
France

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

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

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

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

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

D^r Roger PRODON, EPHE, Montpellier,
France

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

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

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

D^r Éric VIDAL, IRD, France

D^r Mercedes VIVAS, Universidad of
Concepción, Chili

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

ISSN 0153-8756

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

Instructions aux auteurs

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

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

TYPES DE MANUSCRIT

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

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

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

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

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

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

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

TEXTE

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

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

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

L'emploi de mots soulignés est à proscrire. Les noms d'auteurs cités figureront en minuscules dans le texte comme dans la bibliographie. En français, n'utilisez les majuscules que pour les noms propres, sauf exception justifiée. Les ponctuations doubles (: ; !) sont précédées d'un espace, contrairement aux ponctuations simples (, .). En revanche, toutes les ponctuations sont suivies d'un espace. La mise en forme définitive du texte sera assurée par la revue.

PREMIÈRE PAGE

La première page contient :

- 1) le type de manuscrit visé (article de recherche, communication courte, etc.) ;
- 2) le titre de l'article ;
- 3) le nom et prénom des auteurs ;
- 4) l'adresse de chaque auteur sera indiquée avec le courriel de l'auteur pour la correspondance. Dans le cas où la publication est le fait de plusieurs auteurs, il doit être précisé lors du premier envoi la personne à qui doit être retourné l'article après lecture ;
- 5) le nombre total de mots de l'introduction à la bibliographie.

RÉSUMÉS, MOTS CLÉS ET VERSION ABRÉGÉE

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

BIBLIOGRAPHIE

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

Articles

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

Ouvrage

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

Chapitre d'ouvrage

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

Acte de conférence

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

Rapport et thèse

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

CITATIONS ET RENVOIS APPELÉS DANS LE TEXTE

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

ABRÉVIATIONS, NOMENCLATURE ET MOTS LATINS

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

FIGURES ET TABLEAUX

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

TIRÉS À PART

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

ABONNEMENT

(contact : ecologia@naturalia-publications.com)

1 an = 2 numéros

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

Abonnement à adresser à :

SARL Transfaire
Avenue Maréchal Leclerc
F-04250 TURRIERS

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

ecologia mediterranea

Revue internationale d'écologie méditerranéenne
International Journal of Mediterranean Ecology

Vol. 44 (1) – 2018

Sommaire/Contents

<i>Editorial – Éditorial</i>	3
La flore bryologique de la Réserve biologique intégrale (RBI) de la hêtraie de Barrès (Ardèche) et sa place dans le contexte des hêtraies abyssales de France méridionale <i>Bryological flora of Barrès Beech forest strict nature reserve (Ardèche) and its position within the context of ravine Beech forests of Mediterranean France</i>	
V. HUGONNOT	5
Inventaire des bryophytes de la réserve naturelle des Tre Padule de Suartone (Corse-du-Sud, 2A, France). Espèces remarquables et enjeux liés au pâturage <i>Bryophytes of the Nature Reserve of Tre Padule de Suartone (Corse-du-Sud, France). Remarkable species and issues linked with grazing</i>	
V. HUGONNOT, V. SIMONT	19
Les forêts de frêne oxyphylle (<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl) de Corse <i>Narrow-leaved Ash forests of Corsica</i>	
C. GAUBERVILLE, C. PANAIOTIS, J. REYMANN, T. FERNEZ, P. DELBOSC, K. O'DEYE-GUIZIEN	33
Histoire de la vigne sauvage, <i>Vitis vinifera</i> ssp. <i>sylvestris</i> , en Camargue <i>Wild grapevine Vitis vinifera ssp. sylvestris in Camargue, southern France</i>	
A. SCHNITZLER, C. ARNOLD, F. GUIBAL, J.-M. WALTER	53
Caractérisation de la végétation des friches situées au sein d'un réseau d'infrastructures de transport : le cas de la vallée de l'Huveaune – Marseille <i>Characterisation of the vegetation of urban wastelands situated within transport infrastructure sites: the case of the Huveaune valley – Marseille</i>	
P. BRAVET, A. MARCO, V. BERTAUDIÈRE-MONTÉS	67
Prospection et modalités d'échantillonnage pour capturer la diversité génétique des populations naturelles : cas du <i>Myrtus communis</i> L. au Maroc <i>Prospecting and sampling procedures to capture the genetic diversity of natural populations: case of Myrtus communis L. in Morocco</i>	
N. WAHID, J. AABDOUSSE, A. CHKHICHEKH, A. EL ABOUDI, M. S. LAMHAMEDI, M. BAKRY	85

Variation de l'interception des précipitations dans une chênaie à <i>Quercus ilex</i> L. des Aurès (Est algérien) <i>Variation of the interception of rainfall in an oak grove of Quercus ilex L. in the region of Aurès (East Algeria)</i>	
T. BENHIZIA, B. OUDJEHIH, S. LEBBAL	97
CyROS: towards a common methodological framework for roadkills recording in Cyprus	
S. ZOTOS, I. N. VOGIATZAKIS	109
Résumés de thèses – <i>Ph. D summaries</i>	
Y. POHER	115

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

Acknowledgments – Remerciements

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

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

Editorial Board – Comité éditorial

D^r Pierre CHEVALDONNÉ, CNRS, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Marc CHEYLAN, EPHESS, Montpellier, France
D^r Cécile CLARET, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Bruno FADY, INRA, Avignon, France
P^r Thierry GAUQUELIN, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Grant WARDELL-JOHNSON, University of Western Australia, Australie
D^r Raphaël GROS, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Frédéric GUITER, Université Aix-Marseille, Marseille, France
P^r Serge KREITER, SupAgro, Montpellier, France
D^r Audrey MARCO, École nationale supérieure du paysage, Marseille, France
P^r Frédéric MÉDAIL, Université Aix-Marseille, Marseille, France
P^r François MESLÉARD, Université Avignon-Tour du Valat, France
D^r Tom PARKER, San Francisco State University, États-Unis
D^r Philippe PONEL, CNRS, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Roger PRODON, EPHE, Montpellier, France
D^r Sandra SAURA-MAS, Autonomous University of Barcelona, Espagne
D^r Isabelle SCHWOB, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Thekla K. TSITSONI, Aristotle University of Thessaloniki, Grèce
D^r Éric VIDAL, IRD, France
D^r Mercedes VIVAS, Universidad of Concepción, Chili
D^r Ioannis VOGIATZAKIS, Open University of Cyprus, Chypre

Éditorial – Editorial

Élise BUISSON
et Brigitte TALON

Éditrices en chef
Editors-in-Chief

The journal *ecologia mediterranea* continues its slow but confident progress towards being indexed. It remains the only scientific journal of quality dedicated to the Mediterranean regions, which publishes articles in English or French. Its main asset is to allow the publication of inventories and descriptions of habitats that will be essential resources for the conservation of Mediterranean ecosystems. This last issue is an excellent illustration of this: inventories of bryophytes in the nature reserve of the Barrès beech forest in Ardèche and of Tre Padule in Corsica, characterization of the ash (*Fraxinus angustifolia*) forests in Corsica, ecological history of the wild vine (*Vitis vinifera* ssp. *sylvestris*) in the Camargue or the preservation of the genetic diversity of the myrtle (*Myrtus communis*), a medicinal and aromatic plant of great importance in Morocco but exploited in the wild: the role of scientists in the description of biodiversity and in the search for indicators of naturalness is no longer to be demonstrated. This considerable inventory work cannot always be done without the help of citizens. Data collection programs as part of a participatory scientific approach aim to obtain information on biodiversity (animals and plants) for long-term monitoring as well as for the purpose of designing tools for awareness and education. The purpose of the Cyprus Roadkill Observation System is to collect and record volunteer observations of deadly impacts on wildlife throughout the Cyprus road network. The data collected will attempt to identify the factors responsible for these impacts in order to preserve wildlife through better management of road infrastructure development. Although the direct impact of the road network on wildlife is relatively well known (if not documented precisely), the more general impact of the sometimes dense network of various transport infrastructures on vegetation is much less so. The study of the characterization of the vegetation of wastelands (industrial wastelands and residual agricultural areas) in the Huveaune Valley (Marseille) contributes to a better understanding of the role that these wastelands and their interfaces can play in particular in the definition of ecological green infrastructures.

Enjoy reading this issue of *ecologia mediterranea* and have a good summer in the MTE.

*La revue ecologia mediterranea continue sa lente mais confiante progression vers l'indexation. Elle reste l'unique revue scientifique de qualité dédiée aux régions méditerranéennes, qui accepte des articles en anglais comme en français. Son atout principal est de permettre la publication d'inventaires et de descriptions d'habitats qui seront autant de ressources indispensables car fondamentales pour l'écologie de la conservation des écosystèmes méditerranéens. Ce dernier numéro en est une excellente illustration : des inventaires des bryophytes dans la RBI de la Hêtraie de Barrès en Ardèche et la réserve naturelle des Tre Padule en Corse à la caractérisation des forêts de frênes oxyphylle (*Fraxinus angustifolia*) en Corse également, en passant par l'histoire de la vigne sauvage (*Vitis vinifera* ssp. *sylvestris*) en Camargue ou la préservation de la diversité génétique du myrte (*Myrtus communis*), plante médicinale et aromatique de grande importance au Maroc mais exploitée à l'état naturel : le rôle des scientifiques dans la description de la biodiversité et dans la recherche d'indicateurs de naturalité n'est plus à démontrer. Ce travail d'inventaire, considérable, ne peut pas toujours se faire sans l'aide des citoyens. Les programmes de collectes de données dans le cadre d'une démarche scientifique participative ont pour objectif d'obtenir un état de santé de la biodiversité, animale comme végétale, pour du monitoring à long terme mais aussi dans un but de conception d'outils de sensibilisation et d'éducation. Le système d'observation des impacts routiers sur la faune (Cyprus Roadkill Observation System) a pour but de collecter et d'enregistrer les observations de volontaires sur les impacts mortels sur la faune sur tout le réseau routier de Chypre. Les données recueillies tenteront d'identifier les facteurs responsables*

de ces impacts afin de préserver la faune par une meilleure gestion de l'aménagement des infrastructures routières. Si l'impact direct du réseau routier sur la faune est relativement bien connu (même si pas toujours bien documenté), l'impact plus général du maillage parfois dense des diverses infrastructures de transport sur la végétation l'est beaucoup moins. L'étude de la caractérisation de la végétation des friches (friches industrielles et d'espaces résiduels agricoles) dans la vallée de l'Huveaune (Marseille) contribue à mieux comprendre le rôle que ces friches et leurs interfaces peuvent jouer notamment dans la définition des trames écologiques.

Bonne lecture et bon été dans les écosystèmes de type méditerranéen.

La flore bryologique de la Réserve biologique intégrale (RBI) de la hêtraie de Barrès (Ardèche) et sa place dans le contexte des hêtraies abyssales de France méridionale

Bryological flora of Barrès Beech forest strict nature reserve (Ardèche) and its position within the context of ravine Beech forests of Mediterranean France

Vincent HUGONNOT

Conservatoire botanique national du Massif central, 43 230 Chavaniac Lafayette

Auteur correspondant : vincent.hugonnot@wanadoo.fr

Received : 27 September, 2017 ; First decision : 12 December, 2017 ; Revised : 15 December, 2017 ; Accepted : 31 January, 2018

Résumé

Un inventaire bryologique de la hêtraie de Barrès (Ardèche) a été réalisé. Il a permis de mettre en évidence la présence de 96 taxons. Plusieurs espèces remarquables ont été observées comme *Seligeria recurvata*, *S. calcarea* ou *Serploeskea confervoides*. L'élément orophile est bien représenté dans cette enclave montagnarde au cœur de la végétation méditerranéenne, ce qui constitue une originalité biogéographique. Les cortèges bryologiques sont décrits et comparés avec ceux d'autres hêtraies méridionales abyssales, comme celle de la Sainte-Baume ou de la Massane. L'absence de cortège saprolognicole et la pauvreté des assemblages corticoles sont soulignées. La singularité de la flore bryologique de la hêtraie de Barrès est certaine mais pourrait grandement être améliorée par une gestion adéquate des peuplements forestiers. Dans la Réserve biologique intégrale (RBI), la libre évolution est préconisée. En dehors, sur les marges de la RBI, une restructuration par balivage des cépées et une gestion plus irrégulière sont pointées comme les objectifs principaux.

Mots clés : hêtraie ; *Seligeria* ; végétations saxicoles pionnières ; forêts anciennes ; communautés abyssales.

Abstract

A bryological survey of Barrès Beech forest (Ardèche) was performed. 96 bryophyte taxa were observed among which several remarkable species, such as *Seligeria recurvata*, *S. calcarea* or *Serploeskea confervoides*. Orophilous taxa are well represented within this mountain enclave in the heart of Mediterranean vegetation. This is a biogeographic originality. Bryophyte assemblages are described and compared with abyssal Beech-wood of Sainte-Baume or Massane. The virtual absence of dead-wood bryophytic communities and the scarceness of corticolous assemblages are underlined. The originality of Barrès bryophyte flora could significantly be improved as a result of adequate forest management. In the strict nature reserve, non-intervention type of management is recommended. Outside the reserve, restructuring by selection of best branches in multi-trunks trees and a more irregular management are pointed as main objectives.

Keywords: Beech-wood; *Seligeria*; rock-dwelling early successional taxa; ancient woodlands; abyssal communities.

Introduction

Le massif forestier du Barrès domine la rive droite du Rhône sur plus de 10 km de long à la même latitude que Montélimar. Les peuplements forestiers les plus remarquables sont des hêtraies situées dans la zone climatique méditerranéenne. Selon Carles (1951) le hêtre ne descend pas en dessous de 800 m en rive droite du Rhône sauf dans le massif de Barrès. Les peuplements de hêtres sont d'ailleurs beaucoup plus abondants et accèdent à des altitudes plus basses du côté dromois, sur la rive gauche du Rhône. La hêtraie de Barrès a fait l'objet d'un signalement succinct par Lapierre (1966). Le hêtre est presque certainement installé depuis fort longtemps dans le site de Barrès, ce qui en fait potentiellement une forêt présentant un certain caractère d'ancienneté. Il a échappé à une destruction anthropique et est parvenu jusqu'à nous dans un état de conservation qu'on peut qualifier de moyen. Selon Descoings (1995) cette hêtraie méditerranéenne est à placer au même niveau d'intérêt scientifique (phytogéographique et phytoécologique) que les hêtraies de Valbonne et de la Sainte-Baume. Selon ce même auteur, ces peuplements démontrent, par leur présence et leur dynamisme interne, l'existence normale de la hêtraie dans les conditions écologiques méditerranéennes et appuient fortement l'idée d'une aire potentielle du hêtre couvrant tout le Vivarais et pouvant occuper une large partie de la région méditerranéenne française. Cette hêtraie a par ailleurs fait l'objet d'une caractérisation phytosociologique (Petetin 2000). La hêtraie de Barrès relève de la directive « Habitats » au titre de l'habitat « hêtraies calcicoles du *Cephalanthero-Fagion* » (41.16, 9150) et est donc d'intérêt communautaire. Elle présente en outre un intérêt floristique certain par l'existence d'espèces rares et menacées (Petetin 2000).

Malgré l'intérêt que présentent les bryophytes pour l'évaluation de l'état de conservation et la caractérisation des systèmes forestiers, aucune étude n'a été réalisée dans la hêtraie de Barrès à ce jour. Dans ce contexte, il semblait utile de dresser un inventaire de la bryoflore et des végétations bryophytiques, afin de préciser et de localiser les enjeux et de préconiser des mesures de gestion adéquates.

Site d'étude

La Réserve biologique intégrale se compose de deux tènements dominant respectivement les deux ruisseaux temporaires de Ferrand et du Levaton et s'étageant de 180 à 450 m d'altitude. La pente moyenne du site est forte, jusqu'à 40-50 %. Le climat local présente un caractère méditerranéen, avec des précipitations importantes, un peu supérieures à 1050 mm/an, mais avec un déficit estival marqué. La répartition des précipitations est typiquement méditerranéenne et irrégulière d'une année à l'autre. La température moyenne annuelle est relativement élevée (11,9 °C). La proximité du Rhône entraîne la formation fréquente de nappes de brouillard. Au plan géologique, le tènement du Grand Fays repose sur les calcaires du Crétacé tandis que celui du Levaton repose sur les calcaires marneux du Crétacé. Les fonds de vallon sont plus frais et présentent des sols bruns peu profonds tandis que les rendzines dominent sur les pentes et sous les crêtes (Lapierre, 1966).

Le site se trouve à l'étage supraméditerranéen, à l'interface entre la série du chêne vert et celle du chêne pubescent. Le hêtre pénètre vigoureusement dans ces deux séries. La présence de nombreux jeunes arbres dans le sous-étage témoigne du dynamisme de cette essence. Les cépées rejettent naturellement et de façon satisfaisante. La végétation a été partiellement étudiée par Petetin (2000) qui a conclu à l'existence du *Buxo-Fagetum* sous une forme relativement appauvrie. Ce rattachement est aujourd'hui acquis mais il faut tout de même souligner qu'il revêt une part de subjectivité et surtout masque la grande originalité de la hêtraie de Barrès. La relative inadéquation entre les standards phytosociologiques et le tableau de relevé existant (Petetin 2000) a été interprétée comme une faiblesse du cortège caractéristique de Barrès, avec l'absence notable de *Sesleria caerulea* et de *Carex humilis*.

Méthode

Les prospections, réalisées au cours des étés 2008 et 2016, concernent essentiellement l'intérieur du périmètre de la Réserve biologique intégrale de la hêtraie de Barrès située sur la commune de Cruas (Ardèche). La superficie de la RBI est de 49 ha. Elle s'insère

dans la forêt domaniale du Barrès qui occupe quant à elle 589 ha. Quelques observations ont été faites sur les marges du site, dans des habitats semblables à ceux qui sont présents à l'intérieur du périmètre. Afin d'orienter les prospections de terrain, nous nous sommes aidés essentiellement du zonage du site et de la carte de végétation, de la carte topographique au 1/25 000 de l'Institut géographique national (IGN) et de la photographie aérienne du site géoréférencée. Dans le but de dresser une liste exhaustive des taxons des bryophytes présentes, le site a été traversé en suivant des azimuts afin d'échantillonner grossièrement l'ensemble de la diversité des habitats. L'accent a été mis sur les habitats riches en bryophytes, avec un effort maximal dans les hêtraies. Les relevés bryologiques ont été réalisés dans des microhabitats homogènes. De petits échantillons des espèces sont prélevés pour détermination au laboratoire. Des parts représentatives de l'ensemble des taxons observés lors des prospections réalisées sont conservées dans l'herbier bryologique du CBNMC. Durant les prospections de terrain, les caractéristiques reproductives (présence de sporophyte, multiplication asexuée...) ainsi que la surface des populations ont été systématiquement relevées. Les systèmes sexuels ont été déterminés au laboratoire (dioécie, différents types de monoécie). La nomenclature des taxons suit Hugonnot & Celle (2015). Les communautés bryophytiques sont décrites sur la base du synsystème de Marstaller (2006).

Des inventaires bryologiques sont disponibles dans plusieurs sites abritant des hêtraies considérées comme abyssales. Les travaux de Hébrard (2003), concernant la flore bryologique du massif de la Sainte-Baume (Var), ceux de Casas *et al.* (2001) sur la hêtraie de la Massane (Pyrénées-Orientales) et ceux de Hugonnot (2012) portant sur le site de Païolive (Ardèche) ont été utilisés dans une optique comparative et dans le but de dégager des traits communs. Le grand massif boisé qui couvre la forêt de Valbonne est situé à l'ouest de Pont-Saint-Esprit. Le substrat géologique (alliance du calcaire et de la silice sur des sols profonds et riches) et la très ancienne protection dont jouit ce massif se conjuguent pour donner une végétation remarquable dans une position altitudinale et biogéographique étonnante pour cette partie de la région méditerranéenne. Les forêts les plus remarquables sont des hêtraies luxuriantes à *Ilex aquifolium* uniques à cette altitude. Il n'existe malheureusement aucune donnée bryologique sur ce massif, qui est le

plus proche de celui de la hêtraie de Barrès. La hêtraie calcicole de Virenque (Hérault) pourrait potentiellement fournir des éléments de comparaison par rapport à la hêtraie de Barrès. Sa flore bryologique n'a toutefois fait l'objet d'aucun inventaire.

Résultats

Approche floristique

Un total de 96 taxons, dont 14 hépatiques, ont été inventoriés dans la hêtraie de Barrès (tableau 1).

La plupart des taxons de bryophytes observés dans la hêtraie de Barrès sont peu fréquents (figure 1). Seuls 32 taxons ont une fréquence supérieure à 1 %. Les autres peuvent être considérés comme localisés et peu fréquents. *Hypnum cupressiforme* var. *cupressiforme* est l'espèce la plus présente dans le site. Plusieurs espèces mésophiles à optimum calcicole (*Ctenidium molluscum*, *Exsertotheca crispa*, *Fissidens dubius*, etc.) constituent le fond de la flore fréquente (fréquence supérieure à 4 %). Les espèces un peu moins fréquentes (fréquence inférieure à 3 %) appartiennent soit au même groupe écologique soit à un ensemble plus spécialisé, saxicole à terricole, pionnier (*Serpoleskea confervoides*, *Oxyrrhynchium schleicheri*, etc.). Certaines espèces remarquables par leur rareté dans le Massif central (*Homomallium incurvatum*, *Oxyrrhynchium schleicheri*, etc.) apparaissent relativement fréquentes dans le site.

Plusieurs bryophytes remarquables coexistent dans le site de la RBI de Barrès. Les principales caractéristiques des espèces et des populations de la hêtraie de Barrès figurent dans le tableau 2.

Chacun des taxons est présenté succinctement dans les lignes suivantes.

Alleniella besseri (Lobarz.) S. Olsson, Enroth & D. Quandt

Alleniella besseri appartient à l'élément subcontinental-montagnard. Il s'agit d'une espèce relativement thermophile mais surtout représentée à l'étage montagnard en France. En Ardèche, l'espèce est rare. À Païolive, cette espèce investit systématiquement la base des reliefs ruiniformes et les fissures ombragées et sèches des diaclases, dans des conditions que l'on peut qualifier de subcavernicoles. Elle est

**Tableau 1 – Substrats colonisés par les espèces de bryophytes de la hêtraie de Barrès
(les données concernent le nombre d'observations)**

Taxon	Corticole	Humicole	Saprolignicole	Saxicole	Terricole	Tuficole
<i>Alleniella besseeri</i> (Lobarz.) S. Olsson, Enroth & D. Quandt				1		
<i>Alleniella complanata</i> (Hedw.) S. Olsson, Enroth & D. Quandt	26		1	8	3	
<i>Aloina aloides</i> (Koch ex Schultz) Kindb.				1		
<i>Amblystegium serpens</i> (Hedw.) Schimp.	1					
<i>Anomodon viticulosus</i> (Hedw.) Hook. & Taylor	5			4	3	
<i>Atrichum undulatum</i> (Hedw.) P. Beauv.					1	
<i>Barbula unguiculata</i> Hedw.					2	
<i>Brachytheciastrum velutinum</i> (Hedw.) Ignatov & Huttunen		1	1	1		
<i>Brachythecium rutabulum</i> (Hedw.) Schimp.	6	1	1	3	10	
<i>Bryum subapiculatum</i> Hampe					1	
<i>Campyliadelphus chrysophyllus</i> (Brid.) R.S. Chopra					2	
<i>Campylidium calcareum</i> (Crundw. & Nyholm) Ochyra				8	2	
<i>Cirriphyllum crassinervium</i> (Taylor) Loeske & M. Fleisch.	4			4	4	
<i>Cololejeunea rossettiana</i> (C. Massal.) Schiffn.					1	
<i>Ctenidium molluscum</i> (Hedw.) Mitt.	9	1		17	17	
<i>Dicranum scoparium</i> Hedw.	1		1		1	
<i>Didymodon fallax</i> (Hedw.) R.H. Zander					2	
<i>Didymodon luridus</i> Hornsch.				1	1	
<i>Didymodon sinuosus</i> (Mitt.) Delogne				1		
<i>Ditrichum gracile</i> (Mitt.) Kuntze					1	
<i>Encalypta streptocarpa</i> Hedw.		1			2	
<i>Eucladium verticillatum</i> (With.) Bruch & Schimp.				2		2
<i>Eurhynchium striatum</i> (Hedw.) Schimp.	1	1		1		
<i>Exsertotheca crispa</i> (Hedw.) S. Olsson, Enroth & D. Quandt	20			9	8	
<i>Fissidens dubius</i> P. Beauv.	5	1		17	11	
<i>Fissidens gracilifolius</i> Brugg.-Nann. & Nyholm				3		
<i>Fissidens taxifolius</i> Hedw.		1	1	1	3	
<i>Fissidens viridulus</i> (Sw. ex anon.) Wahlenb.					2	
<i>Frullania dilatata</i> (L.) Dumort.	23					
<i>Frullania tamarisci</i> (L.) Dumort.		1				
<i>Grimmia pulvinata</i> (Hedw.) Sm.				2	1	
<i>Habrodon perpusillus</i> (De Not.) Lindb.	1					
<i>Homalia trichomanoides</i> (Hedw.) Brid.	1					
<i>Homalothecium lutescens</i> (Hedw.) H. Rob.	2			3	2	
<i>Homalothecium sericeum</i> (Hedw.) Schimp.	1					
<i>Homomallium incurvatum</i> (Schrad. ex Brid.) Loeske	1			11		
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw. var. <i>cupressiforme</i>	35	1	6	1	4	
<i>Isothecium alopecuroides</i> (Lam. ex Dubois) Isov.	8				7	
<i>Isothecium myosuroides</i> Brid.				1		
<i>Jungermannia atrovirens</i> Dumort.				1		
<i>Lejeunea cavifolia</i> (Ehrh.) Lindb.	16		1	8	14	
<i>Lophocolea bidentata</i> (L.) Dumort.				1		
<i>Lophocolea heterophylla</i> (Schrad.) Dumort.		1	4		1	
<i>Lophocolea minor</i> Nees	3				3	
<i>Mesoptychia turbinata</i> (Raddi) L. Söderstr. & Våňa				1		
<i>Metzgeria furcata</i> (L.) Dumort.	11				1	
<i>Microerhynchium pumilum</i> (Wislon) Ignatov & Vanderp.				1	6	
<i>Orthotrichum acuminatum</i> H. Philib.	5					
<i>Orthotrichum affine</i> Schrad. ex Brid.	15			1		
<i>Orthotrichum diaphanum</i> Schrad. ex Brid.	1					
<i>Orthotrichum lyellii</i> Hook. & Taylor	6					

<i>Orthotrichum pallens</i> Bruch ex Brid.	3			
<i>Orthotrichum rupestre</i> Schleich. ex Schwägr.	1			
<i>Orthotrichum stramineum</i> Hornsch. ex Brid.	1			
<i>Orthotrichum striatum</i> Hedw.	7			
<i>Orthotrichum tenellum</i> Bruch ex Brid.	3			
<i>Oxyrrhynchium hians</i> (Hedw.) Loeske		1	4	5
<i>Oxyrrhynchium schleicheri</i> (R. Hedw.) Röhl				10
<i>Plagiochila porelloides</i> (Torrey ex Nees) Lindenb.	4		3	8
<i>Plagiothecium denticulatum</i> (Hedw.) Schimp. var. <i>obtusifolium</i> (Turner) Moore				1
<i>Plasteurhynchium striatulum</i> (Spruce) M. Fleisch.	4		4	
<i>Polytrichum formosum</i> Hedw.			1	1
<i>Porella arboris-vitae</i> (With.) Grolle	1		3	
<i>Porella platyphylla</i> (L.) Pfeiff.	7	1	1	
<i>Ptychostomum capillare</i> (Hedw.) Holyoak & N. Pedersen	9	2		2
<i>Ptychostomum torquescens</i> (Bruch & Schimp.) Ros & Mazimpaka				1
<i>Radula complanata</i> (L.) Dumort.	27	1	2	3
<i>Rhynchostegiella curviseta</i> (Brid.) Limpr.				2
<i>Rhynchostegiella tenella</i> (Dicks.) Limpr.				18
<i>Rhynchostegium confertum</i> (Dicks.) Schimp.	2	1	7	3
<i>Schistidium apocarpum</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.				4
<i>Schistidium crassipilum</i> H.H. Blom				10
<i>Schistidium elegantulum</i> H.H. Blom				1
<i>Scleropodium touretii</i> (Brid.) L.F. Koch				1
<i>Scorpiurium circinatum</i> (Bruch) M. Fleisch. & Loeske	2		6	7
<i>Seligeria acutifolia</i> Lindb.				1
<i>Seligeria calcarea</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.				1
<i>Seligeria pusilla</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.	1			5
<i>Seligeria recurvata</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.				4
<i>Serpoleskea confervoides</i> (Brid.) Loeske				12
<i>Syntrichia papillosa</i> (Wilson) Jur.	2			
<i>Taxiphyllum wissgrillii</i> (Garov.) Wijk & Margad.				2
<i>Thamnobryum alopecurum</i> (Hedw.) Gangulee				1
<i>Tortella nitida</i> (Lindb.) Broth.				3
<i>Tortella tortuosa</i> (Hedw.) Limpr.	2		14	1
<i>Trichostomum crispulum</i> Bruch				2
<i>Ulotia crispa</i> (Hedw.) Brid.	3			
<i>Ulotia crispula</i> Brid.	2			
<i>Weissia brachycarpa</i> (Nees & Hornsch.) Jur.				1
<i>Weissia condensa</i> (Voit) Lindb.				1
<i>Weissia controversa</i> Hedw.				1
<i>Zygodon rupestris</i> Schimp. ex Lorentz	4			

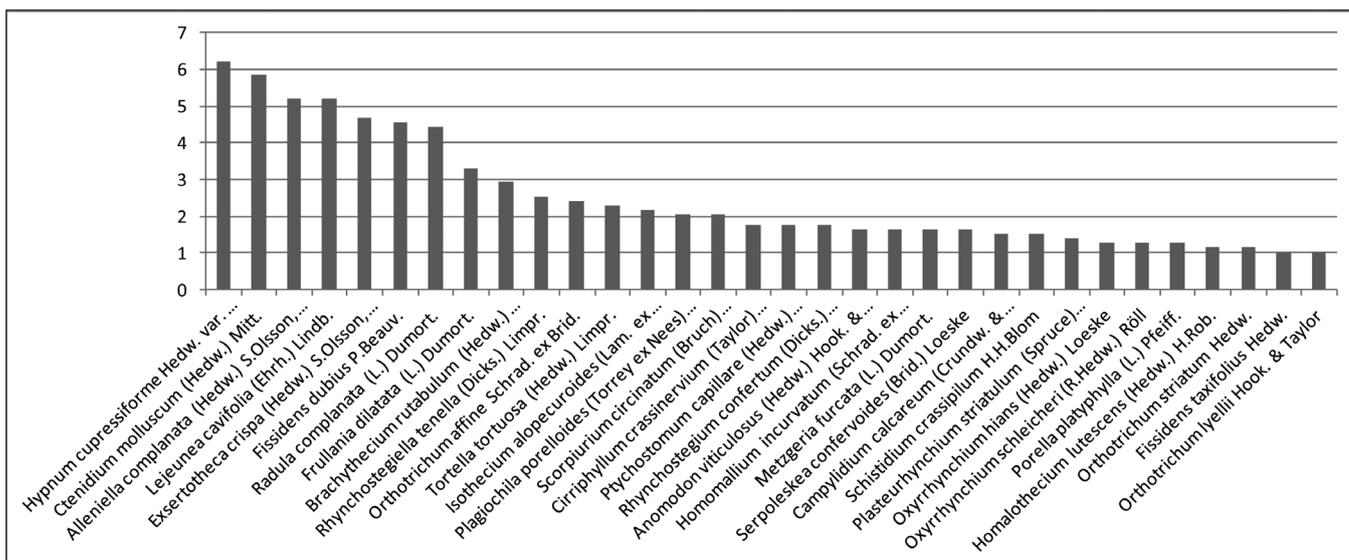


Figure 1 – Fréquence des bryophytes observées dans la RBI de Barrès (en ordonnées : fréquence en % du nombre total d'observations).

beaucoup moins abondante dans la hêtraie de Barrès mais colonise également des parois sombres dans le fond du vallon de Levaton. L'espèce est dioïque et ne forme apparemment jamais de sporophytes. Elle produit en revanche de nombreuses propagules robustes sous forme d'axes flagelliformes caducs.

Cololejeunea rossettiana (C. Massal.) Schiffn.

Espèce méditerranéenne-atlantique relativement peu commune en France et localisée aux grandes régions calcaires. Cette minuscule hépatique pionnière affectionne les parois de calcaire dur, dans des sites sombres et

confinés, à forte humidité atmosphérique. Elle ne supporte pas la concurrence et se localise sur des parois nues. Cette espèce autoïque n'a pas été observée à l'état fertile dans la hêtraie de Barrès. Les populations sont faibles.

Homomallium incurvatum (Schrad. ex Brid.) Loeske

Espèce eurasiatique boréale-montagnarde, relativement rare dans le Massif central, où l'essentiel des populations est confiné à l'étage collinéen supérieur ou au montagnard, au-dessus de 600 m. Il s'agit d'une espèce calcicole (ou des roches riches en bases), pionnière, typiquement inféodée aux forêts de

Tableau 2 – Taxons remarquables de la hêtraie de Barrès (l'état de conservation est une évaluation à dire d'expert des possibilités de persistance de l'espèce à moyen terme dans le site).

Taxon	Mousse/Hépatique	Rareté Massif central	Effectifs dans le site de Barrès	État de conservation
<i>Alleniella besseri</i>	Mousse	Très rare	Faible	Bon
<i>Cololejeunea rossettiana</i>	Hépatique	Rare	Faible	Bon
<i>Homomallium incurvatum</i>	Mousse	Rare	Important	Bon
<i>Jungermannia atrovirens</i>	Hépatique	Assez rare	Très faible	Bon
<i>Oxyrrhynchium schleicheri</i>	Mousse	Rare	Important	Bon
<i>Seligeria acutifolia</i>	Mousse	Très rare	Faible	Bon
<i>Seligeria calcarea</i>	Mousse	Exceptionnel	Faible	Mauvais
<i>Seligeria pusilla</i>	Mousse	Très rare	Important	Bon
<i>Seligeria recurvata</i>	Mousse	Exceptionnel	Important	Bon
<i>Serpoleskea confervoides</i>	Mousse	Très rare	Important	Bon
<i>Taxiphyllum wissgrillii</i>	Mousse	Assez rare	Moyen	Bon

feuillus (chênaies et hêtraies), sur des pentes plutôt fortes. Elle colonise les petits blocs rocheux mobiles dans la pente, dans les secteurs dépourvus de végétation herbacée. C'est dans cette situation qu'elle a été observée dans la hêtraie de Barrès. Les populations sont assez importantes et productrices de spores (l'espèce est monoïque).

Jungermannia atrovirens Dumort

Espèce circumboréale largement répandue en France, mais presque confinée aux secteurs calcaires. Elle est présente le long des cours d'eau, sur des pierres humides ou sur des parois fraîches à suintantes. Dans la hêtraie de Barrès elle a été observée sur une petite paroi humide. La population est localisée et peu importante. Aucun sporophyte n'a pu être observé mais des colonies mâles ont été notées à proximité de colonies femelles, ce qui permet de supposer que l'espèce fructifie au cours de l'année.

Oxyrrhynchium schleicheri (R. Hedw.) Röll

Espèce subatlantique rare en France et sans doute méconnue car assez difficile à reconnaître et à déterminer. Elle est localisée dans le Massif central. *Oxyrrhynchium schleicheri* est une terricole pionnière colonisant les secteurs dénudés sur des fortes pentes forestières. Elle est assez indifférente quant à la nature du substrat géologique de base mais affectionne des terrains friables, bien drainés. Elle colonise en masse certaines zones dans la hêtraie de Barrès mais reste stérile.

Le genre *Seligeria*

Quatre espèces de ce genre ont été observées dans la hêtraie de Barrès. Elles ne présentent pas toutes le même statut de rareté mais sont remarquables. Elles appartiennent à l'élément boréal-tempéré. Tous les *Seligeria* sont autoïques et produisent des sporophytes en abondance. *Seligeria acutifolia* et *S. pusilla* sont les deux espèces du site les moins rares en France. Elles présentent toutefois une spécialisation écologique forte. Il s'agit d'espèces minuscules qui colonisent les petits blocs de calcaire dur, dans des micro-dépressions de la roche. Elles ne supportent pas la concurrence. *Seligeria calcarea* et *S. recurvata* sont deux espèces plus localisées en France. Elles sont extrêmement rares dans le Massif central. *Seligeria calcarea* a été observé le long

d'une piste sur des affleurements rocheux et *S. recurvata* colonise en masse quelques petits blocs calcaires mobiles et assez poreux dans la hêtraie.

Serpoleskea confervoides (Brid.) Loeske

Minuscule pleurocarpe confervoïde, difficile à détecter, présente en Europe tempérée et rare dans le Massif central. Elle colonise les petits blocs mobiles de calcaire dans la hêtraie à buis, dans des sites sombres, ce qui limite le développement de la strate herbacée. Cette espèce exige des substrats nus sans compétition. Elle est monoïque et produit des spores en abondance dans la hêtraie de Barrès. Les effectifs peuvent être considérés comme importants.

Taxiphyllum wissgrillii (Garov.) Wijk & Margad

Taxon d'Europe tempérée assez rare dans le Massif central. Cette espèce colonise principalement les affleurements rocheux, sur de petites accumulations de terre, dans des endroits sombres. Les populations locales sont peu abondantes. Cette espèce dioïque reste stérile dans la hêtraie de Barrès comme c'est le cas partout ailleurs en France.

Approche biocénotique

On peut décomposer la végétation muscinale en six grandes catégories en fonction des supports colonisés (figure 2). Des végétations de transition se rencontrent et seront discutées ponctuellement.

Les tufs sont peu représentés et sont colonisés par une seule et unique espèce, *Eucladium*

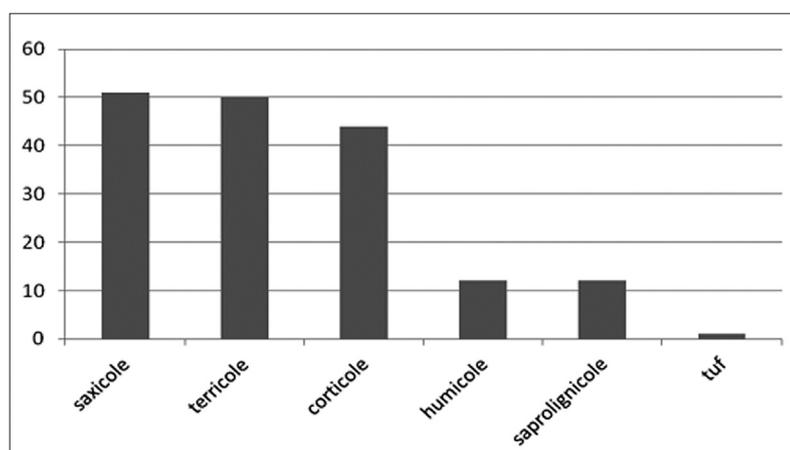


Figure 2 – Affinités écologiques des taxons recensés dans la hêtraie de Barrès (en nombre de taxons ; 4 d'entre eux n'ont pas été évalués).

verticillatum (Tableau 1). Leur présence est marginale dans le site d'étude. Les cortèges saprologoniques et humicoles sont globalement peu diversifiés. Les espèces capables de croître sur bois mort dans la hêtraie de Barrès sont pour la plupart des ubiquistes plastiques au plan écologique (*Brachythecium rutabulum*, *Hypnum cupressiforme*, etc.) ou des accidentelles (*Fissidens taxifolius*, *Rhynchostegium confertum*, etc.). La seule espèce strictement lignicole est une des espèces les plus répandues en Europe de l'Ouest sur ce type de support, *Lophocolea heterophylla*. Les humicoles sont rares, la plupart sont des pleurocarpes et aucune espèce exigeante ne fait partie de ce cortège. Les corticoles, les saxicoles et les terricoles représentent la presque totalité des espèces du site. Les taxons corticoles sont nombreux et représentés par des espèces peu spécialisées à la base des troncs (*Alleniella complanata*, *Brachythecium rutabulum*, etc.) et des espèces à forte spécialisation écologique sur les fûts et sur les branches (*Orthotrichum stramineum*, *Ulota crispula*, etc.). Les espèces terricoles sont diversifiées en relation avec la variété des conditions écologiques. On y trouve également des espèces spécialisées (*Microeurhynchium pumilum*, *Oxyrrhynchium schleicheri*) et des espèces accidentelles et plastiques (*Ctenidium molluscum*, *Fissidens dubius*, etc.). Les cortèges les plus riches et les plus remarquables sont saxicoles. Ils sont composés de taxons nombreux aux affinités écologiques contrastées. Certains sont xérophiles et plutôt héliophiles, tandis que d'autres sont confinés au lit mineur sombre des ruisseaux temporaires des fonds de vallée (*Rhynchostegiella curviseta*). De nombreux taxons saxicoles sont des pionniers sur la roche nue (*Campylidium calcareum*, *Fissidens gracilifolius*, *Homomallium incurvatum*, *Rhynchostegiella tenella*, tous les *Seligeria*, *Serpolekea confervoides*, etc.).

Seules les communautés bryophytiques spécialisées les plus notables et caractéristiques de la hêtraie sont décrites dans les lignes qui suivent.

Le groupement corticole le plus typique de la hêtraie est celui à *Ulota crispula*, *Orthotrichum striatum*, *O. pallens* et *O. stramineum* (*Ulotion crispae* Barkm. 1958). Il est surtout inféodé aux fûts de hêtres dans des secteurs suffisamment ombragés. Les arbres plus éclairés ou en marge de la hêtraie hébergent des communautés distinctes, plus riches en taxons thermophiles comme *Syntrichia papillosa*, *Habrodon perpusillus*, *Orthotrichum tenellum*,

O. lyellii, etc. (*Syntrichion laevipilae* Ochn. 1928). Les bases de troncs sont colonisées par des communautés différentes en fonction de l'humidité du support, et donc de l'éloignement par rapport aux ruisseaux. Ces communautés à pleurocarpes (*Cirriphyllum crassinervium*, *Anomodon viticulosus*, *Exsertotheca crispa*, etc.) sont banales et peu caractéristiques.

La seule communauté saprologicole est caractérisée par *Lophocolea heterophylla*, souvent accompagnée de taxons peu exigeants et constituant des ensembles pauvres au plan floristique. Il s'agit d'une communauté basale relevant du *Nowellion curvifoliae* Phil. 1965 mais privée de la quasi-totalité des espèces diagnostiques.

C'est au sein des communautés saxicoles que les ensembles les plus remarquables du site sont observés. La communauté amphibie et sciaphile à *Rhynchostegiella curviseta* et à *Didymodon sinuosus* montre quelques affinités avec le *Brachythecio rivularis-Rhynchostegiellum curvisetae* Hans ex Marst. in Marst. 2006. Le groupement à *Rhynchostegiella tenella* et à *Cololejeunea rosettiana* des parois dénudés et petits blocs épars, ombragés, est à rapprocher du *Rhynchostegiellum algerianae* Giacom. 1951. Plusieurs communautés relèvent de deux alliances calcicoles, lucifuges et pionnières, le *Seligerion calcareae* Marst. 1987 et le *Fissidention gracilifolii* Neum. 1971 corr. Marst. 2001. C'est le cas des communautés à *Seligeria*, notamment celle à *Seligeria recurvata* qui se rapproche du *Fissidenti gracilifolii-Seligerietum recurvatae* Duda 1951 corr. Marst. 2002 nom. invers. Le groupement pionnier des blocs mobiles à *Homomallium incurvatum* relève du *Neckerion complanatae* Šm. & Had. ex Kl. 1948 et montre des affinités avec le *Homomallietum incurvati* Phil. 1965.

Les communautés terricoles sont diversifiées mais beaucoup moins remarquables que les saxicoles. Le groupement à *Oxyrrhynchium schleicheri*, *Microeurhynchium pumilum*, *Lophocolea minor* et *Lejeunea cavifolia* peut être considéré comme typique de la hêtraie et spécialisé. Cette communauté correspond probablement à l'*Eurhynchietum schleicheri* Waldh. 1944. Des phénomènes d'acidification de surface, liés à la décarbonatation, permettent le développement de peuplements de *Polytrichum formosum*, de *Plagiothecium denticulatum* et d'autres espèces acidiphiles dans les entrelacs racinaires des gros hêtres.

Discussion

La surface relativement réduite (moins de 600 ha), le faible étagement altitudinal et la modeste extension des cours d'eau du site de la hêtraie de Barrès sont des facteurs *a priori* défavorables à l'expression d'une grande diversité de bryophytes. Avec 96 taxons inventoriés dans la hêtraie de Barrès, on peut donc considérer ce site comme relativement riche en bryophytes. En revanche la proportion des hépatiques (14,6 %) reste faible. Les caractéristiques climatiques du site, combinées à une relative jeunesse des peuplements forestiers, permettent dans doute d'expliquer ce constat. Le déficit hydrique estival est néfaste pour un lot d'hépatiques à feuilles forestières sensibles au dessèchement, même temporaire. La faible représentation des rochers humifères forestiers et la faiblesse généralisée des dépôts de matière organique (en raison de la jeunesse du peuplement) constituent certainement un facteur explicatif complémentaire.

Les comparaisons avec d'autres hêtraies méditerranéennes sont difficiles. Il est en effet délicat de savoir si les données publiées concernent les hêtraies au sens strict ou des habitats connexes. On peut toutefois proposer en première approche, sur la base de notre propre décompte, en fonction des informations disponibles, le chiffre de 80 taxons pour la hêtraie de la Sainte-Baume (Hébrard *et al.* 1982 ; Hébrard 2003) et de 170 pour celle de la Massane (Casas *et al.* 2001). On peut donc considérer que la richesse du site Barrès se situe dans une large fourchette correspondant à la richesse enregistrée dans des écosystèmes forestiers comparables.

Le fond de la flore de la hêtraie est constitué par un ensemble de taxons plastiques au plan écologique et fréquents dans le Massif central. Il s'agit des espèces mésophiles, généralement robustes, soit indifférentes à la nature lithologique du substrat soit calcicoles, et répandues dans les forêts sur calcaire du sud-est de la France. Les taxons remarquables forment un ensemble pionnier, hydrocline à aérohydrophile sous la dépendance d'un couvert forestier dense et d'une humidité atmosphérique importante. La grande majorité de ces espèces sont de petite taille, voire minuscules, et ne supportent pas la concurrence. L'abondance des Seligeriacées est à cet égard particulièrement notable. Elles dépendent donc de facteurs de rajeunissement de leurs supports. Pour les petits blocs, l'effet de la gravité peut suffire à

les déplacer aléatoirement et à mettre au jour des surfaces nues. Pour les blocs de plus gros diamètre ou pour les parois, l'activité de la faune, les dépôts de litière, les chablis, etc. concourent à régénérer des surfaces neuves. Ces taxons pionniers, caractéristiques de l'ambiance de la hêtraie, sont pour la plupart des espèces circumboréales à caractère orophile. Elles sont pour certaines répandues dans les montagnes du sud-est de la France, tandis que d'autres sont relativement rares. Quelques espèces calcicoles montagnardes sont par ailleurs extrêmement rares dans le Massif central en raison de l'absence de grandes étendues de hêtraies montagnardes sur calcaire. Ces taxons sont exceptionnels en Ardèche (*Seligeria recurvata* et *S. calcarea* ne sont connus que sur le versant nord du col de l'Escrinet, comm. pers. Marc Philippe).

Le cortège le plus remarquable de la RBI n'est pas lié à des éléments constitutifs de la forêt à proprement parler (troncs, branches, feuilles, litière, humus, etc.) mais aux rochers. Ces rochers sont toutefois sous la dépendance directe de l'ambiance forestière. Il s'agit de groupements conditionnés au sens de Bardat & Hauguel (2002), c'est-à-dire exploitant des supports non organiques soumis aux conditions climatiques stationnelles générées par la phytocénose sylvatique dominante. De manière remarquable, les communautés caractéristiques de la hêtraie de Barrès relèvent des communautés les plus pionnières au sein de deux classes calcicoles que sont les *Neckereta complanatae* Marst. 1986 et les *Ctenidietea mollusci* v. Hübschm. ex Grgić 1980. Il faut toutefois préciser que l'étude des communautés bryophytiques est loin d'être achevée dans le sud-est de la France et qu'un grand nombre d'associations inédites restent à décrire de manière formelle.

La communauté à *Oxyrrhynchium schleicheri* des placages terreux érodables sur fortes pentes est également pionnière et régénérée spontanément par le fonctionnement naturel de l'écosystème (érosion gravitaire). Une communauté corticole inféodée aux hêtraies montagnardes relevant de l'alliance tempérée modérément aérohydrophile, l'*Ulotion crispae*, mérite d'être signalée.

Le bois mort est identifié comme substrat de grande importance pour la conservation de taxons rares et menacés (Vellak & Paal 1999 ; Hallingbäck & Hodgetts 2000 ; Laakalindberg *et al.* 2005 ; Vallauri *et al.* 2006) parmi lesquels des bryophytes (Söderström

1989 ; ECCB 1995 ; Ódor 2002). Ici, les cortèges saprolignicoles sont presque réduits à néant, probablement à cause des caractéristiques climatiques du site et de la rareté des supports disponibles. Dans la hêtraie de Barrès, le bois mort est globalement peu abondant et les cortèges bryologiques qui s'y développent sont d'une extrême pauvreté. Il n'est pas possible d'affirmer aujourd'hui que ce cortège est intrinsèquement pauvre et qu'une maturation des peuplements ne conduira pas à un enrichissement. La contrainte hydrique estivale constitue sans doute un frein à la colonisation des hépatiques les plus sensibles mais jusqu'à quel point la densité du couvert peut-elle compenser cette sécheresse ? Le couvert boisé doit être pour beaucoup dans le maintien d'une ambiance humide et de certains taxons, *a fortiori* dans un tel contexte méditerranéen. Certaines espèces hygrosociaphiles qu'on devrait pourtant y trouver ont pu être éliminées du fait d'une gestion passée trop intensive, taillis par exemple (ce qui implique des coupes de type coupe rase) ou futaie régulière. Du coup, l'absence des saprolignicoles pourrait être due à cette gestion passée qui a éliminé le bois mort mais aussi causé le dessèchement en sous-bois lors des coupes. Hébrard *et al.* (1982) soulignent à la Sainte-Baume le manque de diversité de la bryoflore des souches et des troncs abattus qui ne sont colonisés au bout de plusieurs années que par des taxons à vaste amplitude écologique, tels que *Brachytheciastrum velutinum* et *Hypnum cupressiforme* var. *cupressiforme*. Dans le domaine méditerranéen, en raison du déficit hydrique estival, la décomposition du bois mort ne semble pas atteindre un degré suffisant pour permettre l'apparition de groupements saprolignicoles qui ne sont bien différenciés qu'en Haute-Provence. Dans la hêtraie de la Massane, où le bois mort est extrêmement abondant par endroit (Travé *et al.*, 1999), la flore saprolignicole n'est que peu caractéristique. C'est également le cas dans le bois de Païolive (Hugonnot, 2012), où l'essentiel des taxons remarquables (des chênaies pubescentes essentiellement) sont liés aux rochers ou aux troncs vivants.

Les hêtraies du bassin méditerranéen, situées à basse altitude, ou en enclave dans une végétation méditerranéenne, sont généralement considérées comme résiduelles et possèdent pour certaines des attributs de forêts anciennes à caractère naturel (Quézel & Médail 2003 ; Descoings 1995). Le renouveau d'intérêt porté aux forêts anciennes en France est notamment

dû à l'importance de ces écosystèmes dans la conservation d'espèces de faune et de flore remarquables (Schnitzler-Lenoble 2002 ; Quézel & Médail 2003 ; Gilg 2004 ; Paillet *et al.* 2010). Les espèces liées aux arbres âgés, au bois mort ou à divers microhabitats forestiers souffrent en effet de la gestion forestière (Hodgetts 1996 ; Ódor & Standovár 2001 ; Schnitzler-Lenoble 2002 ; Vallauri *et al.* 2006). Il ne faut toutefois pas perdre de vue que l'ancienneté du couvert et son maintien à travers les âges n'est pas synonyme, dans le cas de la hêtraie de Barrès, d'une grande maturité du peuplement. La structure de la hêtraie est en effet celle d'un taillis ou d'une futaie sur souche relativement jeune et homogène. C'est bien la continuité du couvert et pas l'âge du peuplement qui est ancien. Il est certain que le vieillissement des peuplements conduira à des modifications importantes des cortèges bryologiques.

Il est cependant souvent difficile de distinguer strictement les effets liés à l'ancienneté du couvert de ceux résultants de caractéristiques mésologiques exceptionnelles. Parmi ces dernières, on peut citer pour les bryophytes l'existence d'un microclimat humide et ombragé. L'ambiance forestière (Hodgetts 1996) et la richesse en micro-habitats liés au bois pourrissant (Ódor & Standovár 2001 ; Ódor 2002 ; Vallauri *et al.* 2006 ; voir ci-dessus) sont en effet identifiés comme les facteurs essentiels de la richesse en bryophytes spécialisées.

En ce qui concerne la hêtraie de la Sainte-Baume (Var), d'importants travaux ont été publiés. Molinier (1934) s'est attaché à décrire et Molinier & Pialot (1952) à cartographier les associations végétales. La hêtraie considérée comme relictuelle du massif de la Sainte-Baume est en fait vraisemblablement en voie de progression sur le versant nord. Le fond de la végétation muscinale de la hêtraie de la Sainte-Baume présente des traits communs avec celui de la hêtraie de Barrès. Les blocs portent majoritairement les espèces suivantes : *Alleniella complanata*, *Ctenidium molluscum*, *Exsertotheca crispa*, *Fissidens dubius*, *Homalothecium sericeum*, *H. lutescens*, *Lejeunea cavifolia*, *Leptodon smithii*, *Porella platyphylla*, *Tortella tortuosa* qui sont pour la plupart parmi les espèces les plus fréquentes dans la hêtraie de Barrès. Les troncs de hêtres portent sensiblement les mêmes communautés corticoles que celles de Barrès, avec une présence remarquable d'*Orthotrichum stramineum* et d'*O. pallens*, qui sont deux espèces rares dans le domaine

méditerranéen, et certainement les plus abondantes sur les troncs de hêtres dans les forêts de montagne. Dans la hêtraie de la Sainte-Baume, un important contingent d'espèces orophiles, ou tout au moins à tendance alticole dans le sud-est de la France, en renforce l'originalité (tableau 3).

On relèvera la présence de six espèces en commun avec la hêtraie de Barrès. L'existence de *Seligeria recurvata* dans les deux massifs forestiers est tout à fait remarquable dans la mesure où les stations les plus proches de ce taxon sont situées au col de l'Escrinet (Ardèche) et dans les Préalpes des Alpes-de-Haute-Provence. Il manque certes un important lot d'espèces appartenant à des genres comme *Timmia* ou *Mnium* dans la hêtraie de Barrès. Il faut toutefois rappeler que la hêtraie de la Sainte-Baume est plus méridionale mais également située à une altitude moyenne nettement supérieure à celle de Barrès. Elle culmine à plus de 1000 m. Elle est également beaucoup plus étendue. L'existence d'un lot de taxons alticoles présents à la Sainte-Baume permet d'entrevoir le potentiel d'enrichissement floristique du massif de Barrès. Des espèces exceptionnelles comme *Neckera menziesii* ou *Timmia bavarica* pourraient fort bien s'y développer avec le temps et la maturation des peuplements.

Les comparaisons avec la hêtraie de la Massane (Albères, Pyrénées-Orientales) sont plus difficiles car cette hêtraie est installée sur des roches métamorphiques acides. C'est aujourd'hui une Réserve naturelle nationale. Le gestionnaire met en avant le principe d'une gestion basée sur la libre expression de l'écosystème forestier avec un intérêt tout particulier lié au bois mort (Garrigue *et al.* 2010). La réserve naturelle occupe toute la haute vallée de la rivière Massane depuis le *Puig dels Quatre Termes* à l'ouest aux gorges situées au pied de la tour de la Massane, à 600 m d'altitude. La forêt reçoit en moyenne 1 176 mm d'eau par an et la température moyenne est de 11,8 °C, ce qui est étonnamment similaire aux données disponibles pour la hêtraie de Barrès. Defaut (2000) a analysé en détail les données du poste climatique de la Massane et met en évidence l'absence de caractère méditerranéen du climat et le considère comme collinéen thermo-atlantique. L'habitat qui fait la réputation de la réserve est sans nul doute la hêtraie atlantique acidiphile, sans sylviculture depuis plus de 100 ans. L'image d'une forêt primaire, héritée des temps les plus anciens, du Pliocène (Turmel 1986 ;

Tableau 3 – Taxons remarquables présents dans la hêtraie de la Sainte-Baume et dans celle de Barrès.

Taxon	Source	Barrès
<i>Cololejeunea rossetiana</i>	Hébrard, 2003	+
<i>Didymodon rigidulus</i>	Hébrard, 2003	
<i>Distichium capillaceum</i>	Hébrard <i>et al.</i> , 1982	
<i>Ditrichum gracile</i>	Hébrard <i>et al.</i> , 1982	+
<i>Hylocomium splendens</i>	Hébrard <i>et al.</i> , 1982	
<i>Mnium marginatum</i>	Hébrard <i>et al.</i> , 1982	
<i>Neckera menziesii</i>	Hébrard <i>et al.</i> , 1982	
<i>Plagiochila porelloides</i>	Hébrard <i>et al.</i> , 1982	+
<i>Plagiopus oederiana</i>	Hébrard <i>et al.</i> , 1982	
<i>Pseudoleskeella catenulata</i>	Hébrard <i>et al.</i> , 1982	
<i>Seligeria acutifolia</i>	Hébrard <i>et al.</i> , 1982	+
<i>Seligeria recurvata</i>	Hébrard, 2003	+
<i>Taxiphyllum wissgrillii</i>	Hébrard, 2003	+
<i>Timmia bavarica</i>	Hébrard <i>et al.</i> , 1982	

Thiébaud 1980), est de plus en plus remise en question (Defaut 2000). Pour Defaut (2000), lors du réchauffement postglaciaire la végétation collinéenne est remontée en latitude et en altitude. Elle s'est établie et maintenue à la Massane parce que là régnait le climat qui lui convenait. L'illusion d'une forêt relictuelle, réputée d'origine préglaciaire, et fichée au cœur d'une végétation méditerranéenne, proviendrait alors de la juxtaposition de deux faciès végétaux pas très habituels en bioclimat collinéen : végétation collinéenne des *Quercetalia robori-petraeae* à faciès de hêtraie-végétation supraméditerranéenne des *Quercetalia pubescentis* à faciès de chênaie verte, suite à une correction édaphique. Dans ce contexte, une étude climatique poussée serait sans doute utile pour mieux comprendre le déterminisme du hêtre dans le cas de la hêtraie de Barrès. En dehors de ces considérations climatiques, la flore bryologique de la hêtraie de la Massane apparaît nettement distincte de celle de la hêtraie de Barrès car essentiellement acidiphile. On relèvera cependant une certaine analogie structurale dans les communautés terricoles avec une présence notable des Brachythéciacées. L'absence de l'élément montagnard au sein des cortèges corticoles du site de la Massane est remarquable.

Conservation

La régénération du hêtre se fait assez abondamment dans le sous-bois de la hêtraie de Barrès, ce qui permet de penser que le devenir des peuplements est assuré (Descoings 1995). Cet auteur considère également que la présence de semenciers peut permettre une expansion naturelle de la hêtraie, dès le moment où l'on décidera de la favoriser au lieu de l'éliminer. D'un point de vue général, l'objectif principal est de favoriser la hêtraie, y compris son extension sur les marges du peuplement actuel. Dans la RBI, la libre évolution est préconisée. En dehors, sur les marges de la RBI, une sylviculture à couvert continu sera probablement favorable aux espèces liées aux gros bois et au bois mort et typiques des ambiances « tamponées ».

Au plan de la structure, dans la RBI, les physionomies des peuplements diffèrent principalement par leur densité, allant de taillis très denses et assez bas (8 à 10 m) à des peuplements un peu moins denses, d'une hauteur de l'ordre de 12 à 15 m. Quelques arbres de franc-pied peuvent accompagner les cèpées, qui restent largement majoritaires. La strate arborescente est dominée par le hêtre, le chêne pubescent et l'érable à feuilles d'obier (ces deux derniers surtout dans le secteur du Levaton). Les diamètres ont été évalués à 10 à 25 cm (voire 40) pour le hêtre, 10 à 20 cm pour les érables et chênes (Petetin 2000), ce qui est faible.

La première opération importante en vue de favoriser la bryoflore est d'éliminer les résineux exotiques. Ces derniers entraînent en effet un appauvrissement sensible, voire une disparition complète de la bryoflore typique de la hêtraie, par la modification des conditions mésologiques et l'absence de supports favorables (écorces acides).

Le vieillissement du peuplement est sans doute le facteur clef de l'enrichissement en taxons de bryophytes exigeantes au plan écologique. Les bryophytes corticoles des vieilles écorces approfondies, celles des dendrotelmes et des accumulations organiques à la base des troncs ne peuvent actuellement trouver de biotope adéquat en raison de l'absence pure et simple de ces micro-habitats. Les individus de hêtre sont beaucoup trop jeunes et insuffisamment structurés pour accueillir les cortèges les plus représentatifs. La recolonisation des bryophytes pourrait être lente dans ce type de contexte climatique défavorable

(sécheresse estivale) pour des espèces sensibles à l'humidité.

Sur les marges du site, une restructuration par balivage des cèpées et une gestion plus irrégulière sont pointées comme les objectifs principaux. En ce qui concerne la bryoflore, le traitement forestier le plus favorable est celui qui conduira à terme au maximum de diversification structurale à toutes les échelles. La reconstitution d'une futaie sur souche est donc un objectif intéressant mais qui peut être largement amélioré par le maintien de cèpées denses dans certains secteurs et une hétérogénéisation maximale de la structure. Elle est sans doute assez difficile à mettre en oeuvre sur une si petite surface (moins de 600 ha). Le maintien de quelques essences compagnes peut être envisagé localement dans le but de diversifier encore les conditions d'accueil de la bryoflore.

Le bois mort pose un problème spécifique. Il n'est pas tout à fait certain que l'augmentation en volume de ce substrat entraîne un enrichissement en bryophytes saprologiques en raison des limites climatiques exposées plus haut. Il reste intéressant d'augmenter les potentialités de ce cortège afin *a minima* de suivre son évolution et ses capacités d'accueil dans la mesure où nous ne savons que très peu de choses aujourd'hui sur ce compartiment écologique. Le site de Barrès pourrait servir de site-test pour suivre l'évolution des cortèges bryologiques liés à des peuplements jeunes.

Les dendrotelmes sont particulièrement intéressants. Ils sont l'habitat de deux mousses exceptionnelles en Europe et grandement menacées, *Zygodon forsteri* et *Anacamptodon splachnoides*. Elles colonisent uniquement les cavités remplies d'eau sur des chênes ou des hêtres vivants. Ces cuvettes au fond étanche bordées d'un bourrelet cicatriciel sont le siège d'une accumulation de matière organique (feuilles et débris végétaux) qui, en se mélangeant à l'eau de pluie, forme une infusion riche en acides humiques et autres substances organiques. Aucune autre mousse n'est susceptible de venir concurrencer les deux mousses du fait de l'agressivité des acides contenus dans le dendrotelme. Ces espèces présentent des liens certains avec les forêts anciennes, soumises à des perturbations d'origine naturelle. Dans la réserve naturelle de Prats-de-Mollo-la-Preste (Pyrénées-Orientales), Sandron & Hugonnot (2012) ont pu montrer que l'espèce est significativement liée à des

zones forestières relativement ouvertes, où la lumière parvient à pénétrer. Des perturbations caractéristiques des écosystèmes forestiers matures, comme la chute de grosses branches ou la mort des plus vieux arbres, responsables d'une ouverture de la canopée, sont favorables à l'espèce. Bien que strictement forestière, *Anacamptodon splachnoides* peut donc être qualifiée d'hémi-héliophile. *Zygodon forsteri* et *Anacamptodon splachnoides* sont toutes deux présentes en Ardèche et il est vraisemblable que leur absence dans la hêtraie de Barrès soit due à des facteurs structuraux suboptimaux. *Zygodon forsteri* a d'ailleurs été observé récemment dans la hêtraie de la Sainte-Baume (Hébrard *et al.*, 2014). *Zygodon forsteri* et *Anacamptodon splachnoides* sont donc à suivre en tant que révélateurs d'une évolution favorable de la structure des peuplements. Elles seraient à surveiller en priorité dans la parcelle 13 (à l'ouest du canton du Fay), où les hêtres présentent des cavités de pied et des blessures qui aujourd'hui n'abritent pas de cortèges spécialisés.

Remerciements

Ils s'adressent à Benoît Renaux et Yves le Jean pour leur relecture critique du rapport et leurs remarques constructives. Les remarques des relecteurs ont permis d'améliorer notre manuscrit.

Références

- Bardat J. & Hauguel J.-C., 2002. Synopsis bryosociologique pour la France. *Cryptogamie - Bryologie* 23 : 279-343.
- Carles J., 1951. *Carte de la végétation de la France* 1/200 000 : Le Puy, CNRS.
- Casas C., Brugués M. & Cros R.M., 2001. *Les Bryophytes de la Réserve naturelle de la Massane*. Réserve naturelle de la Massane, travaux 59 : 33 p.
- Defaut B., 2000. La hêtraie de la Massane (Argelès-sur-Mer, Pyrénées-Orientales) est-elle vraiment relictuelle ? *Matériaux entomocénétiques* 5 : 75-85.
- Descoings B.M., 1995. *Rapport d'étude sur les hêtraies domaniales de la Chavade et de Barrès*. ONF Ardèche, SBA, 19 p.
- European Committee for Conservation of Bryophytes (ECCB), 1995. *Red data book of European Bryophytes*. ECCB, Trondheim, 291 p.
- Garrigue J., Magdalou J.-A. & Grel A., 2010. *La Massane, une forêt à l'épreuve du temps. Troisième plan de gestion 2010-2014*. Réserve naturelle nationale forêt de la Massane, Association des Amis de la Massane, Banyuls-sur-Mer, 195 p.
- Gilg O., 2004. *Forêts à caractère naturel. Caractéristiques, conservation et suivi*. L'atelier technique des espaces naturels, *Cahiers techniques* 74, 96 p.
- Hallingbäck T. & Hodgetts N. (compilers), 2000. *Mosses, Liverworts, and Hornworts. Status survey and conservation action plan for Bryophytes*. IUCN/SSC Bryophyte Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, x + 106 p.
- Hébrard J.-P., 2003. Contribution à l'étude de la bryoflore du massif de la Sainte-Baume (Bouches-du-Rhône et Var). *Cryptogamie - Bryologie* 24 (2) : 127-146.
- Hébrard J.-P., Lecoïnte A., Pierrot R.B., & Schumacker R., 1982. Bryophytes observées pendant la huitième session extraordinaire de la Société botanique du Centre-Ouest en Provence occidentale. *Bulletin de la société botanique du Centre-Ouest, N.S.* 13 : 182-209.
- Hébrard J.-P., Metzner K. & Saatkamp A., 2014. À propos de quelques muscinées intéressantes du sud de la France. *Bulletin de la Société linnéenne de Provence* 65 : 37-42.
- Hodgetts N.G., 1996. *The conservation of lower plants in woodland*. Joint Nature Conservation Committee, 32 p.
- Hugonnot V. & Celle J., 2015. *TAXREF 9 Bryophytes*. Fédération des Conservatoires botaniques nationaux.
- Hugonnot V., 2012. Mousses et hépatiques de Païolive (Ardèche et Gard, France). *Bulletin de la société botanique du Centre-Ouest, N.S.* 34 : 1-293.
- Hugonnot V., Chavoutier L., Pépin F. & Vergne T., 2017. *Bryophytes du département des Pyrénées-Orientales*. Naturalia Publications, 464 p.
- Laaka-Lindberg S., Pohjamo M. & Korpelainen H., 2005. Niche breadth and niche overlap in three epixylic hepatics in a boreal old-growth forest, southern Finland. *Journal of Bryology* 27: 119-127.
- Lapierre M., 1966. Une localisation peu connue du hêtre à basse altitude sur les collines calcaires en bordure de la basse vallée du Rhône. *Revue forestière française* 1966 : 41-45.
- Marstaller R., 2006. Syntaxonomischer Konspekt der Moosgesellschaften Europas und angrenzender Gebiete. *Haussknechtia Beiheft* 13: 1-192.
- Molinier R., 1934. Études phytosociologiques et écologiques en Provence occidentale. *Ann. Mus. Hist. Nat. Marseille* 27 : 1-274.
- Molinier R. & Pialot H., 1952. *Carte des groupements végétaux de la forêt domaniale de la Sainte-Baume (Var) dressée au 1/2000*. CNRS.
- Ódor P. & Standovár T., 2001. Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands : the effects of management-induced differences in dead wood. *Ecological Bulletins* 49: 219-229.
- Ódor P., 2002. *The importance of coarse woody debris for bryophyte vegetation of semi-natural beech forests*. PhD Thesis, Budapest, 31 p.
- Paillet Y., Bergès L., Hjältén J., Ódor P., Avon C., Bernhardt-Römermann M., Bijlsma R.-J., De Bruyn L., Fuhr M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S., Mészáros I., Sebastià M.-T., Schmidt W., Standovár T., Tóthmérész B., Uotila A., Valladares F., Vellak & K. Virtanen R., 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species

- richness in Europe. *Conservation Biology* 24 (1): 101-112.
- Petetin A., 2000. *Expertise de l'habitat naturel « Hêtraies à buis » dans la réserve biologique domaniale de la forêt de Barrès (Ardèche)*. DIREN Rhône-Alpes, CBNMC, 25 p.
- Quézel P. & Médail F., 2003. *Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier, Paris, 571 p.
- Sandron L. & Hugonnot V., 2012. The habitat of knothole moss *Anacamptodon splachnoides* in the Prats-de-Mollo-La Preste Protected Area (Pyrenées-Orientales, France). *Polish Botanical Journal* 57: 317-326.
- Schnitzler-Lenoble A., 2002. *Écologie des forêts naturelles d'Europe. Biodiversité, sylvigénèse, valeur patrimoniale des forêts primaires*. Éditions Tec & Doc, Londres, Paris, New York, 271 p.
- Söderström L., 1989. Regional distribution patterns of bryophyte species on spruce logs in Northern Sweden. *The Bryologist* 92 (3): 349-355.
- Thiebaut B., 1980. *Programme de recherche sur le hêtre (Fagus sylvatica L.) et la hêtraie méditerranéenne*. Rapport n° 1, Université des sciences et techniques du Languedoc, Montpellier, 42 p.
- Travé J., Duran F. & Garrigue J., 1999. Biodiversité, richesse spécifique, naturalité. L'exemple de la Réserve naturelle de la Massane. *Trav. Rés. Nat. Massane* 50 : 1-30.
- Turmel A., 1986. *Contribution à l'étude du déterminisme de la hêtraie dans la partie nord-orientale de son aire pyrénéenne*. Thèse de doctorat de troisième cycle, Université Paul Sabatier, Toulouse, 246 p.
- Vallauri et al., 2006. *Bois mort et à cavités. Une clé pour des forêts vivantes*. Lavoisier, Tec & Doc, 405 p.
- Vellak K. & Paal J., 1999. Diversity of bryophyte vegetation in some forest types in Estonia: a comparison of old unmanaged and managed forests. *Biodiversity and Conservation* 8 (12): 1595-1620.

Inventaire des bryophytes de la réserve naturelle des Tre Padule de Suartone (Corse-du-Sud, 2A, France). Espèces remarquables et enjeux liés au pâturage

*Bryophytes of the Nature Reserve of Tre Padule de Suartone (Corse-du-Sud, France).
Remarkable species and issues linked with grazing*

Vincent HUGONNOT^{1*}, Vincent SIMONT²

1. Le Bourg, 43380 Blassac, France

2. 219, rue de Bosc Mare, 76560 Berville, France

*Auteur correspondant : vincent.hugonnot@wanadoo.fr

Received: 15 January, 2018; First decision: 1 February, 2018; Revised: 5 February, 2018; Accepted: 22 May, 2018

Résumé

La réserve naturelle des Tre Padule de Suartone (Corse-du-Sud, 2A) a fait l'objet d'un inventaire des bryophytes début mai 2017. L'examen des données de la littérature, des spécimens d'herbier et des prospections intensives sur le terrain ont permis de recenser 1 anthocéroto, 25 hépatiques et 57 mousses (83 taxons). Parmi les découvertes remarquables, *Riccia sommieri*, *Ephemerum crassinervium* subsp. *rutheanum* et *Myricoleopsis minutissima* sont nouvelles pour la Corse. Les habitats les plus riches en bryophytes correspondent aux maquis humides liés au réseau hydrographique et aux lambeaux de yeuseraies. Ces deux habitats sont limités dans l'espace et présentent ainsi des enjeux de conservation importants. L'impact fort des herbivores sur les cortèges bryophytiques est souligné, en particulier sur les abords des mares temporaires.

Abstract

The Nature Reserve of Tre Padule de Suartone (Corse-du-Sud, 2A) has been bryofloristically surveyed at the beginning of May 2017. Relevant data from literature, herbarium specimens and intensive field work allowed 1 Hornwort, 25 Liverworts and 57 Mosses (83 taxons) to be listed. Among most significant findings, *Riccia sommieri*, *Ephemerum crassinervium* subsp. *rutheanum* and *Myricoleopsis minutissima* are new records for Corsica. Important habitats are the humid maquis, linked to hydrographic network, and remnants of *Quercus ilex* woodlands. Maquis and woodlands are very restricted spatially and would beneficiate from conservation actions. The significant impact of herbivores on bryophytic assemblages is underlined, most significantly at the margin of temporary ponds.

Mots clés : hépatiques ; mousses ; *Riccia sommieri* ; *Ephemerum crassinervium* subsp. *rutheanum* ; *Myricoleopsis minutissima* ; pâturage.

Keywords: Liverworts; Mosses; *Riccia sommieri*; *Ephemerum crassinervium* subsp. *rutheanum*; *Myricoleopsis minutissima*; grazing.

Introduction

La flore bryologique de Corse a fait l'objet de travaux nombreux qui ont récemment été synthétisés dans Sotiaux *et al.* (2007). Ce travail prend en considération la totalité des sources floristiques concernant l'île : pour les hépatiques, Bischler & Jovet-Ast (1973b), Geissler (1981), Hébrard (1974, 1975a, b, 1976, 1977a, b, 1978, 1980, 1981, 1984, 1986, 1988, 1993, 1998, 2000, 2004, 2005), Düll (1983), Loiseau & Pierrot (1986), Pierrot (1987) et Skrzypczak (2005) ; pour les mousses : Allorge (1926), Blockeel *et al.* (2002, 2006), Camus (1895, 1902, 1903), de Litardière et Malcuit (1926), de Litardière (1909, 1927, 1929), Düll (1984, 1985), Geissler (*op. cit.*), Gillot (1878a, b), Greven (1995), Hébrard (*op. cit.*), Hillier (1931), Parriat (1951) et Sarrasat (1931a, b). Depuis 2007, date de parution de la checklist, quelques additions, Sotiaux *et al.* (2008) et Pioli (2015), sont venues compléter la connaissance de la flore bryologique de l'île. Les bryophytes de Corse peuvent être considérées comme relativement bien connues si l'on compare la situation avec d'autres îles méditerranéennes (Sardaigne, Elbe, Crête, etc.) qui restent moins bien inventoriées. La Corse demeure malgré tout largement sous-prospectée en raison du faible nombre de bryologues résidents, de la difficulté d'accès de nombreux sites et de l'absence de Flore de France moderne, ce qui ne facilite pas les déterminations.

C'est dans le but d'améliorer les connaissances relatives à la diversité taxonomique d'un site protégé du sud de la Corse qu'un inventaire a été réalisé dans la Réserve naturelle des Tre Padule de Suartone (RNTP). Après avoir décrit succinctement le cadre naturel de la Réserve, la liste des taxons observés est dressée avec quelques commentaires sur les plus remarquables d'entre eux. Une discussion sur la conservation du patrimoine bryologique est engagée.

Méthode

Les inventaires se sont déroulés au début du mois de mai 2017. L'inventaire des bryophytes est organisé en fonction de la richesse des stations inventoriées, l'objectif étant de réaliser l'échantillonnage d'un maximum de points différents. Ces derniers sont répartis un

peu partout dans la RNTP, afin de couvrir au mieux la diversité taxonomique du territoire.

Les observations microscopiques sont faites au laboratoire sur des spécimens collectés sur le terrain et conservés dans l'herbier bryologique de Vincent Hugonnot. En complément, les échantillons d'herbier disponibles ont été révisés. Les parts d'herbier conservées à CAG (herbier de l'université de Cagliari) correspondant à des récoltes faites dans la RNTP ont pu être examinées. D'autre part, le spécimen de *Riccia perennis* distribué dans le cadre du Groupe d'échange des bryophytes de la Société botanique du Centre-Ouest collecté dans une mare du site a été mis à disposition pour étude.

Les données météorologiques sont issues de la station de Pertusato (installée à 109 m d'altitude en bordure littorale) située à 10 kilomètres au sud de la RNTP.

La RNTP a fait l'objet d'une typologie phytosociologique des végétations vasculaires et de leur cartographie (Paradis & Pozzo di Borgo, 2005 ; Gatignol 2011). Ces données permettent de décrire précisément les caractéristiques des différents écosystèmes de la Réserve. Cette typologie nous a servi de base pour la description des habitats colonisés par les bryophytes.

L'attribution de chaque taxon à un élément phytogéographique a été effectuée en consultant et en adaptant les travaux de Düll (1983 ; 1984 ; 1985 ; 1992), ceux de Lecointe (1979 ; 1981a et b ; 1988) ainsi que diverses Flores ou monographies. Seules les aires européennes sont considérées dans notre analyse. Nous avons procédé à des regroupements d'éléments phytogéographiques afin de dresser un panorama global aussi lisible que possible. Les méditerranéennes sont comprises au sens large, en incluant les euméditerranéennes, les euryméditerranéennes et les subméditerranéennes. Les cosmopolites incluent également les subcosmopolites, qui sont en réalité beaucoup plus nombreuses que les premières. Les atlantiques sont acceptées au sens large, en tenant compte des euryatlantiques, des subatlantiques et des euatlantiques. Les spectres généraux ont été pondérés en fonction des fréquences d'apparition des espèces (nombre d'observations).

Le statut de menace des taxons à l'échelle européenne est issu de Hodgetts (2015).

La nomenclature utilisée est celle de Hugonnot et Celle (TaxRef 10.0).

Site d'étude

La RNTP se situe dans l'extrême sud de la Corse, sur le territoire de la commune de Bonifacio (figure 1). Localisée sur le plateau granitique de Campu Celi, au nord-est de Bonifacio, à 2,5 km du hameau de Suartone et à 1,7 km de la mer, elle s'étend sur un peu plus de 217 hectares (Plan de gestion : PDG 2014-2019 - RNTP 2014).

Le climat et le micro-climat sont déterminants dans l'expression de la diversité bryologique. L'ensemble des données collectées des années 1960 à 2001 permet de dresser un diagramme ombrothermique (figure 2). Par son altitude inférieure à 300 mètres (l'altitude maximale de la RNTP est de 153 mètres), ses trois mois de sécheresse estivale (de juin à septembre) et une température moyenne du mois le plus froid (février) de 7,7 °C, le site d'étude appartient à l'étage thermoméditerranéen. Cependant, la température moyenne annuelle n'est que de 15,8 °C contre 17 °C à 19 °C pour le thermoméditerranéen, selon Quézel (1979) et Ozenda (1975). L'ombroclimat de la Réserve est sec (Quézel 1979) avec une hauteur annuelle des précipitations (P) de 527,5 mm. Néanmoins, les données de la station Rondinara, sur une période de 6 ans (2006-2012), donnent 640 mm en moyenne par an. Cette différence traduit une tendance légèrement plus humide dans le secteur de la RNTP qui fait passer l'ombroclimat dans le subhumide (limite à 600 mm). Ces résultats demanderaient à être affinés dans la mesure où ils présentent une importance capitale pour des végétaux comme les bryophytes dépourvues de système racinaire et donc entièrement dépendantes des apports hydriques externes.

L'ensemble de la RNTP repose sur des roches magmatiques plutoniques correspondant à du granite. Au sein des granites, c'est un leucomonzogranite à grain fin qui domine pratiquement toute la Réserve. De façon anecdotique, au sud-ouest affleure un leucomonzogranite à gros grains et au sud-est une granodiorite. Des filons de roches équivalentes mais volcaniques soulignent les fractures (PDG 2014-2019 - RNTP 2014). Toutes ces roches appartiennent à la deuxième suite magmatique calco-alcaline qui a été datée du Carbonifère supérieur au Permien supérieur (PDG 2014-2019 - RNTP 2014).

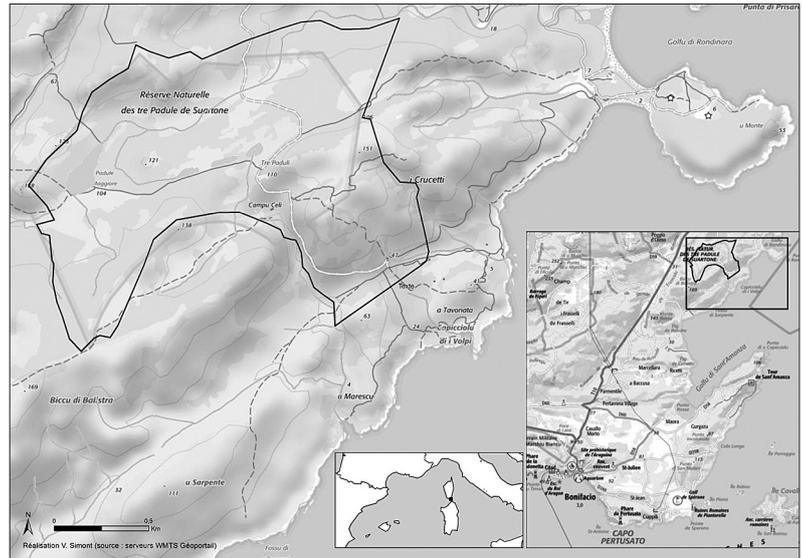


Figure 1 – Situation géographique de la Réserve naturelle des Tre Padule de Suartone (Corse, France).

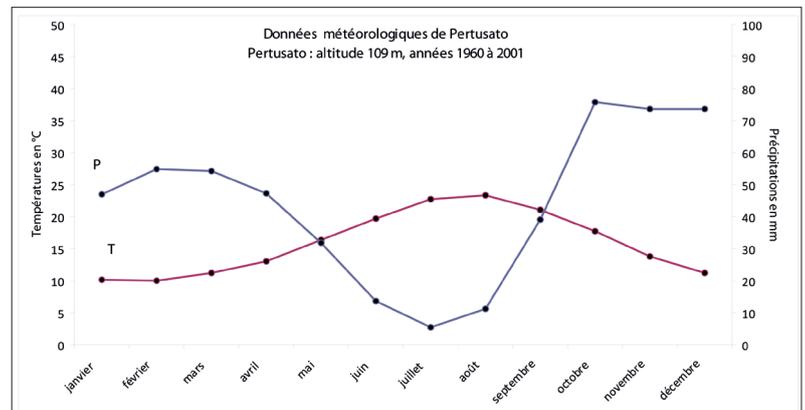


Figure 2 – Diagramme ombrothermique (Station de Pertusato - 1960 à 2001)

Résultats

Les bryophytes et les groupements végétaux de la Réserve naturelle des Tre Padule de Suartone

L'inventaire des communautés a permis de distinguer 10 communautés bryophytiques. Elles sont présentées ici par grands types d'habitats. Plusieurs groupements vasculaires, aquatiques, flottants à submergés, ont pu être distingués sur la base des relevés phytosociologiques effectués par Paradis & Pozzo di Borgo (2005). Aucune espèce de bryophyte n'a été recensée au sein de ces communautés. La végétation amphibie des mares (échantillonnée début mai) s'est révélée pauvre en bryophytes. Étant donné l'existence d'espèces à éclipse dans le cortège amphibie typique de ces écosystèmes (espèces du genre *Riella*, *Riccia perennis*), d'autres prospections permettraient d'affiner ces résultats.

C'est dans les pelouses non inondées mais humides au printemps que se trouvent la plupart des bryophytes de la Réserve : pelouses à *Cicendia filiformis*, à *Radiola linoides*, etc. Les taxons *Riccia*, *Entosthodon*, *Corsinia*, *Archidium alternifolium*, etc. sont presque constants dans ces pelouses rases. Les pelouses thérophytiques non humides sont un peu moins riches en bryophytes mais accueillent des communautés spécialisées dont les taxons principaux sont *Trichostomum brachydontium*, *Tortella squarrosa* et *Chleilothela chloropus*.

La végétation chasmophytique vasculaire colonise soit les fissures, soit les replats rocheux, soit la surface des blocs. Le groupement à *Sedum caeruleum* est typique des dépressions superficielles sur dalle à peine comblées par une arène grossière. Cet habitat est le lieu de prédilection de la communauté bryophytique structurée par le robuste *Campylopus pilifer*. Les fissures et les parois ombragées abritent quelques rares communautés à pleurocarpes et à hépatiques à feuilles qui se maintiennent difficilement à cause de la faible stratification des peuplements ligneux et donc des microclimats plutôt défavorables.

Les blocs rocheux sont presque tous recouverts d'un voile de bryophytes appartenant au genre *Grimmia* (notamment *Grimmia laevigata*).

Bien que ne constituant pas le principal attrait floristique de la Réserve, les maquis secs dominent très largement la végétation de la RNTP. *Myrtus communis*, *Juniperus turbinata*, *Erica arborea* sont les espèces les plus fréquentes. Ces formations sont pauvres en bryophytes si elles n'abritent pas de blocs rocheux ou de petites zones dénudées ou humides. Au contraire, les maquis humides à *Erica scoparia* peuvent se révéler relativement riches en bryophytes le long des écoulements temporaires. Dans les stations soumises au pâturage, les bryophytes sont restreintes, de manière caractéristique, aux secteurs les moins perturbés à proximité des troncs des bruyères.

Les maquis hauts à *Quercus ilex* et les pré-bois relativement jeunes peuvent recéler une grande richesse bryologique, à la fois au sol, sur les rochers et sur les troncs, surtout s'ils sont relativement humides (exposition fraîche, présence d'un ruisseau, structure dense, etc.).

Les pinèdes plantées à *Pinus halepensis* sont pratiquement dépourvues de bryophytes en raison d'une sécheresse édaphique marquée et de la présence d'une litière épaisse se décomposant mal.

État des connaissances de la flore bryologique de la Réserve naturelle des Tre Padule.

L'inventaire de la flore bryophytique s'est basé sur l'exploitation de la littérature et les inventaires de terrain. Au total, 1 anthocéroto, 24 hépatiques et 57 mousses ont pu être observées au cours de notre inventaire (tableau 1).

Deux publications contiennent des données relatives à la flore bryologique de la RNTP (tableau 2). Dans les années 1990, Jean-Pierre Hébrard a signalé *Riccia perennis* sur les bords de la mare la plus à l'est (comm. pers.). Cogoni *et al.* (2009) ont réalisé un inventaire plus approfondi. Ces auteurs signalent 30 taxons, dont certains méritent un commentaire. La présence de *Riccia perennis* est mentionnée, sans précision quant à sa localisation. Le spécimen d'herbier conservé à CAG se rapporte bien à cette espèce ce qui permet de confirmer sa présence jusqu'en 2009. Cogoni *et al.* (2009) ont également signalé plusieurs espèces qui, suite à la révision du matériel d'herbier justificateur, se sont révélées erronées :

- *Scleropodium cespitans* a été cité par erreur ; le spécimen justificateur se rapporte à *S. touretii*, espèce banale dans le site et dans le domaine méditerranéen ;
- le spécimen de *Fissidens crispus* se rapporte à *F. viridulus* ;
- le spécimen de *Hypnum cupressiforme* var. *resupinatum* se rapporte en fait à *Sematophyllum substrumulosum* ;
- le spécimen de *Leptodictyum riparium* se rapporte à *Drepanocladus aduncus*. Ces deux espèces sont souvent confondues et leur détermination peut se révéler délicate. Les spécimens examinés se rapportent sans ambiguïté à *Drepanocladus aduncus* sur la base de l'absence totale de complanation raméale, d'une zone alaire triangulaire atteignant la costa bien différenciée et des poils axillaires courts et constitués de cellules peu nombreuses ;
- le spécimen de *Riccia glauca* se rapporte à *R. beyrichiana*.

Nous n'avons pas pu examiner le spécimen de *Riccia crozalsii* que nous n'avons pas obtenu en prêt.

Le bilan global des bryophytes s'élève donc 1 anthocéroto, 25 hépatiques et 57 mousses.

Approche phytogéographique (figure 3)

Les espèces méditerranéennes et les espèces méditerranéennes-atlantiques forment le fond de la flore de la RNTP. Les espèces atlantiques sont faiblement représentées. Le cortège circumboréal n'est pas négligeable puisqu'il approche un quart de la richesse globale.

Espèces remarquables

Ephemerum crassinervium subsp. *rutheanum*, *Myriocoleopsis minutissima* et *Riccia sommieri* sont des taxons nouveaux pour la Corse. *Riccia sommieri* est également nouveau pour la France. En ce qui concerne les statuts de menace, on relèvera que *Riccia perennis*, *Campylopus brevipilus*, *Cephaloziella calyculata*, *Ephemerum crassinervium* subsp. *rutheanum* et *Riccia sommieri* sont cités dans la liste rouge des bryophytes menacées d'Europe (Hodgetts 2015).

Discussion

La plupart des taxons observés dans la RNTP sont des terricoles pionniers liés aux pelouses temporairement humides des banquettes installées le long du réseau hydrographique. Les mares ne s'enrichissent en bryophytes que lorsqu'elles sont peu soumises au pâturage. La plupart des taxons sont d'ailleurs observés dans les ceintures externes. Nos données confirment, à la suite de Cogoni *et al.* (2016), que les bryophytes représentent une composante importante de la biodiversité des marges des mares temporaires. Les espèces considérées comme typiques de ces systèmes (Cogoni *et al.* 2009), comme *Archidium alternifolium*, *Imbriobryum alpinum*, *Trichostomum brachydontium* font d'ailleurs partie des espèces les plus fréquentes de la RNTP. On notera également que le nombre d'espèces inféodées aux bas niveaux topographiques des mares est très faible en accord avec les observations de Cogoni *et al.* (2009) et que le maximum de diversité est observé vers l'extérieur des mares. La richesse bryophytique de la Réserve est donc fortement limitée dans son expression spatiale.

La RNTP est un lieu de concentration de taxons remarquables avec plusieurs espèces qui ne sont pas connues ailleurs en Corse. À l'exclusion de *Myriocoleopsis minutissima*

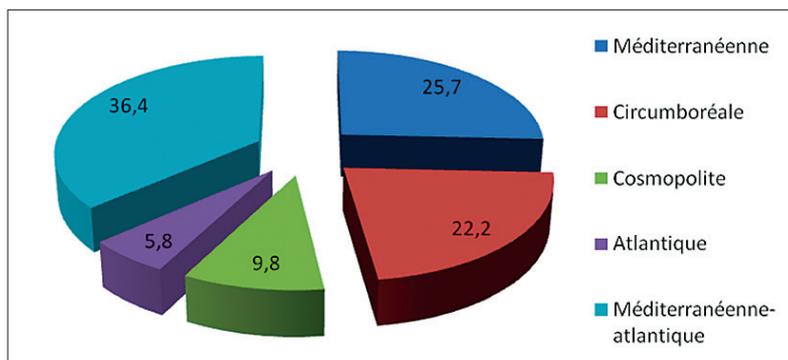


Figure 3 – Spectre phytogéographique des bryophytes de la Réserve naturelle des Tre Padule (pondéré par la fréquence des taxons dans la Réserve ; les aires européennes des taxons sont seules concernées)

qui croît sur l'écorce des yeuses, la plupart de ces taxons sont des terricoles (les espèces du genre *Riccia*, *Cephaloziella calyculata*, etc.) liés aux écoulements temporaires, confirmant en cela les données de Grillas *et al.* (2004).

Campylopus brevipilus Bruch & Schimp.

Campylopus brevipilus est une espèce tempérée-océanique, présente dans l'ouest de l'Europe, jusqu'en Norvège vers le nord, pénétrant jusqu'en Allemagne vers l'est. Elle est également recensée en Afrique du nord. Ce taxon est très rare en région méditerranéenne y compris en Corse. Il avait été signalé dans la RNTP par Hébrard (1993), qui la considère comme très rare (« RR »). Il s'agit d'une espèce dioïque dont les sporophytes sont exceptionnels. Ils n'ont pas été observés aux Tre Padule, où l'espèce reste totalement stérile (absence de gamétanges). Elle se multiplie par fragmentation végétative (feuilles et apex fragiles). Les populations observées comptent de très nombreuses touffes, de sorte que l'espèce peut être considérée comme abondante dans la Réserve. Au plan morphologique, *Campylopus brevipilus* est bien caractérisé par la présence d'un poil apical hyalin court sur les feuilles et l'existence de deux bandes de stéréides dans la nervure des feuilles (visibles en coupe transversale). Les formes réduites de *Campylopus brevipilus* peuvent toutefois être confondues avec *C. introflexus* dans la RNTP, ce qui a déjà été mentionné par Blockeel *et al.* (2014). Dans la RNTP, *Campylopus brevipilus* est presque toujours en mélange intime avec *C. pilifer*.

Cephaloziella calyculata (Durieu & Mont.) Müll. Frib.

Il s'agit d'une espèce méditerranéenne-atlantique en Europe, connue de la péninsule

Tableau 1 – Observations bryologiques réalisées dans la Réserve naturelle des Tre Padule (les taxons observés plus de 20 fois sont considérés comme fréquents dans la RBNTP et sont grisés)

Taxons	Autécologie	Nombre d'observations	Biogéographie
<i>Anomobryum julaceum</i> (Schrad. ex G. Gaertn., B. Mey. & Scherb.) Schimp.	Marges d'écoulements temporaires	4	Cosmopolite
<i>Archidium alternifolium</i> (Dicks ex Hedw.) Mitt.	Marges d'écoulements temporaires	47	Circumboréale
<i>Bartramia rosamrosiae</i> Damayanti, J. Muñoz, J.-P. Frahm & D. Quandt	Fissures terreuses des rochers	11	Méditerranéenne-atlantique
<i>Brachythecium rutabulum</i> (Hedw.) Schimp.	Litière des maquis et des yeuseraies	3	Cosmopolite
<i>Bryum dichotomum</i> Hedw.	Terre tassée le long des chemins ; bords de mares temporaires	7	Cosmopolite
<i>Bryum gemmilucens</i> R. Wilczek & Demaret	Terre tassée le long des chemins ; bords de mares temporaires	1	Circumboréale
<i>Bryum gemmiparum</i> De Not.	Rochers humides	1	Méditerranéenne-atlantique
<i>Bryum subapiculatum</i> Hampe	Mottes de terre retournée	2	Cosmopolite
<i>Campylopus brevipilus</i> Bruch & Schimp.	Cuvette temporairement humide sur rochers	9	atlantique
<i>Campylopus introflexus</i> (Hedw.) Brid.	Nombreux supports (bois mort, rochers, terre, etc.)	1	atlantique
<i>Campylopus pilifer</i> Brid.	Cuvette temporairement humide sur rochers	43	Méditerranéenne
<i>Cephaloziella calyculata</i> (Durieu & Mont.) Müll. Frib.	Terre tassée le long des chemins	1	Méditerranéenne-atlantique
<i>Cephaloziella stellulifera</i> (Taylor ex Spruce) Schiffn.	Pelouses temporairement humides	31	Circumboréale
<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid.	Rochers secs, fissures terreuses, bords de chemins	2	Cosmopolite
<i>Cheilothela chloropus</i> (Brid.) Broth.	Cuvette temporairement humide sur rochers, pelouses à annuelles	12	Méditerranéenne-atlantique
<i>Corsinia coriandrina</i> (Spreng.) Lindb.	Bords de mare temporaire, écoulements temporaires	24	Méditerranéenne
<i>Dicranella howei</i> Renauld & Cardot	Sol frais	2	Méditerranéenne-atlantique
<i>Entosthodon attenuatus</i> (Dicks.) Bryhn	Sol humide, un peu ombragé	4	Méditerranéenne-atlantique
<i>Entosthodon obtusus</i> (Hedw.) Lindb.	Pelouses temporairement humides	44	Méditerranéenne-atlantique
<i>Ephemerum crassinervium</i> (Schwägr.) Hampe subsp. <i>rutheanum</i> (Schimp.) Holyoak	Pelouses temporairement humides	1	Circumboréale
<i>Epipterygium tozeri</i> (Grev.) Lindb.	Talus frais, dans les maquis ou les yeuseraies	1	Méditerranéenne
<i>Fissidens dubius</i> P. Beauv.	Fissures de rochers	1	Circumboréale
<i>Fissidens taxifolius</i> Hedw.	Talus forestiers	6	Cosmopolite
<i>Fissidens viridulus</i> (Sw. ex anon.) Wahlenb. var. <i>incurvus</i> (Starke ex Röhl.) Waldh.	Talus dans des maquis	5	Méditerranéenne
<i>Fissidens viridulus</i> (Sw. ex anon.) Wahlenb. var. <i>viridulus</i>	Talus dans des maquis	2	Circumboréale
<i>Fossombronia angulosa</i> (Dicks.) Raddi	Bord d'écoulement dans des maquis sombres	6	Méditerranéenne-atlantique
<i>Fossombronia caespitiformis</i> subsp. <i>multispira</i> (Schiffn.) J.R. Bray & D.C. Cargill	Pelouses temporairement humides	2	Méditerranéenne-atlantique
<i>Fossombronia maritima</i> (Paton) Paton	Pelouses temporairement humides	43	Méditerranéenne-atlantique
<i>Frullania dilatata</i> (L.) Dumort.	Troncs de Quercus ilex et rochers	22	Circumboréale
<i>Frullania tamarisci</i> (L.) Dumort.	Rochers ombragés	13	Circumboréale
<i>Gongylanthus ericetorum</i> (Raddi) Nees	Pelouses temporairement humides	18	Méditerranéenne-atlantique
<i>Grimmia decipiens</i> (Schultz) Lindb.	Rochers exposés	1	Méditerranéenne-atlantique
<i>Grimmia laevigata</i> (Brid.) Brid.	Rochers exposés	13	Méditerranéenne
<i>Grimmia lisa</i> De Not.	Rochers exposés	23	Méditerranéenne
<i>Homalothecium sericeum</i> (Hedw.) Schimp.	Rochers ombragés	1	Circumboréale
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw. var. <i>cupressiforme</i> Hedw.	Troncs, bois morts, rochers ombragés	29	Cosmopolite
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw. var. <i>lacunosum</i> Brid.	Troncs, bois morts, rochers ombragés	1	Méditerranéenne
<i>Imbricarium alpinum</i> (Huds. ex With.) N. Pedersen	Marges d'écoulements temporaires	31	atlantique
<i>Isothecium alopecuroides</i> (Lam. ex Dubois) Isov.	Base de troncs et sol en forêt	3	Circumboréale
<i>Kindbergia praelonga</i> (Hedw.) Ochyra	Sol frais en forêt	3	atlantique
<i>Leptodon smithii</i> (Hedw.) F. Weber & D. Mohr	Rochers ombragés et troncs	7	Méditerranéenne

<i>Lunularia cruciata</i> (L.) Dumort. ex Lindb.	Talus frais	2	Méditerranéenne-atlantique
<i>Metzgeria furcata</i> (L.) Dumort.	Rochers ombragés et troncs	4	Cosmopolite
<i>Microeurhynchium pumilum</i> (Wilson) Ignatov & Vanderp.	Talus frais en forêt	2	Méditerranéenne-atlantique
<i>Myriocoleopsis minutissima</i> (Sm.) R.L. Zhu, Y. Yu & Pócs	Troncs de <i>Quercus ilex</i>	2	Méditerranéenne-atlantique
<i>Nogopterium gracile</i> (Hedw.) Crosby & W.R.Buck	Rochers ombragés et troncs	16	Méditerranéenne
<i>Oxymitra incrassata</i> (Brot.) Sérgio & Sim-Sim	Pelouses temporairement humides	4	Méditerranéenne
<i>Phymatoceros bulbiculosus</i> (Brot.) Stotler, W.T. Doyle & Crand.-Stotl.	Pelouses temporairement humides et talus frais	8	Méditerranéenne
<i>Pleurodium acuminatum</i> Lindb.	Pelouses temporairement humides et talus frais	9	Circumboréale
<i>Polytrichum juniperinum</i> Hedw.	Pelouses sèches et maquis	7	Cosmopolite
<i>Porella obtusata</i> (Taylor) Trevis.	Rochers ombragés	3	Méditerranéenne-atlantique
<i>Pseudoscleropodium purum</i> (Hedw.) M. Fleisch.	Litière des maquis et des yeuseraies	1	Circumboréale
<i>Ptychostomum capillare</i> (Hedw.) Holyoak & N. Pedersen	Rochers ombragés, bases des troncs	4	Cosmopolite
<i>Ptychostomum donianum</i> (Grev.) Holyoak & N. Pedersen	Talus frais	7	Méditerranéenne-atlantique
<i>Ptychostomum pseudotriquetrum</i> (Hedw.) J.R. Spence & H.P. Ramsay ex Holyoak & N. Pedersen	Bords des mares temporaires	15	Circumboréale
<i>Ptychostomum torquescens</i> (Bruch & Schimp.) Ros & Mazimpaka	Pelouses à annuelles	5	Méditerranéenne-atlantique
<i>Radula complanata</i> (L.) Dumort.	Rochers et troncs	1	Circumboréale
<i>Rhynchostegiella litorea</i> (De Not.) Limpr.	Rochers ombragés	2	Méditerranéenne-atlantique
<i>Rhynchostegium confertum</i> (Dicks.) Schimp.	Rochers ombragés	14	Méditerranéenne-atlantique
<i>Rhynchostegium megapolitanum</i> (Blandow ex F. Weber & D. Mohr) Schimp.	Litière des maquis et des yeuseraies	2	Méditerranéenne
<i>Riccia beyrichiana</i> Hampe ex Lehm.	Pelouses temporairement humides et talus frais	15	Circumboréale
<i>Riccia canaliculata</i> Hoilm.	Talus frais de maquis sombre	2	Cosmopolite
<i>Riccia gougetiana</i> Durieu & Mont.	Pelouses sur arène filtrante	21	Méditerranéenne
<i>Riccia macrocarpa</i> Levier	Pelouses temporairement humides	9	Méditerranéenne
<i>Riccia michelii</i> Raddi	Pelouses temporairement humides	14	Méditerranéenne-atlantique
<i>Riccia nigrella</i> DC.	Chemins piétinés	2	Méditerranéenne-atlantique
<i>Riccia sommierii</i> Levier	Pelouses temporairement humides	1	Méditerranéenne
<i>Riccia sorocarpa</i> Bisch.	Pelouses temporairement humides, chemins piétinés	3	Circumboréale
<i>Scleropodium touretii</i> (Brid.) L.F. Koch	Talus ombragés	6	Méditerranéenne-atlantique
<i>Scorpiurium circinatum</i> (Brid.) M. Fleisch. & Loeske	Talus secs à frais, rochers	2	Méditerranéenne-atlantique
<i>Scorpiurium deflexifolium</i> (Solms) M. Fleisch. & Loeske	Bord de ruisseau temporaire, sur rochers	3	Méditerranéenne-atlantique
<i>Sematophyllum substrumulosum</i> (Hampe) E. Britton	Bois pourrissant dans les maquis et en forêt	8	Méditerranéenne-atlantique
<i>Targionia hypophylla</i> L.	Affleurements rocheux ombragés	1	Méditerranéenne
<i>Thamnobryum alopecurum</i> (Hedw.) Gangulee	Bord de ruisseau temporaire ombragé, sur rochers	2	Méditerranéenne-atlantique
<i>Tortella flavovirens</i> (Bruch) Broth.	Talus exposé	5	Méditerranéenne-atlantique
<i>Tortella nitida</i> (Lindb.) Broth.	Rochers exposés	3	Méditerranéenne-atlantique
<i>Tortella squarrosa</i> (Brid.) Limpr.	Pelouses sèches et maquis	12	Méditerranéenne
<i>Tortula canescens</i> Mont.	Affleurements rocheux ombragés	1	Méditerranéenne-atlantique
<i>Trichostomum brachydontium</i> Bruch	Talus, pelouses, bords de chemin, etc.	46	Méditerranéenne-atlantique
<i>Weissia brachycarpa</i> (Nees & Hornsch.) Jur.	Affleurements rocheux ombragés	1	Circumboréale
<i>Weissia controversa</i> Hedw.	Affleurements rocheux ombragés	4	Cosmopolite
<i>Zygodon rupestris</i> Schimp. ex Lorentz	Troncs de <i>Quercus ilex</i>	3	Méditerranéenne

Tableau 2 – Données bibliographiques disponibles dans la Réserve naturelle des Tre Padule (les taxons non observés au cours de nos inventaires sont grisés)

Taxons	Validation de l'identification	Hébrard (1993)	Cogoni et al. (2009)
<i>Archidium alternifolium</i> (Dicks ex Hedw.) Mitt.			x
<i>Brachythecium rutabulum</i> (Hedw.) Schimp.			x
<i>Bryum dichotomum</i> Hedw.			x
<i>Campylopus brevipilus</i> Bruch & Schimp.		x	x
<i>Campylopus introflexus</i> (Hedw.) Brid.			x
<i>Cephaloziella stellulifera</i> (Taylor ex Spruce) Schiffn.			x
<i>Corsinia coriandrina</i> (Spreng.) Lindb.			x
<i>Entosthodon attenuatus</i> (Dicks.) Bryhn			x
<i>Entosthodon obtusus</i> (Hedw.) Lindb.		x	x
<i>Fissidens crispus</i> Mont.	<i>Fissidens viridulus</i>		x
<i>Fissidens viridulus</i> (Sw. ex anon.) Wahlenb.			x
<i>Fossombronia angulosa</i> (Dicks.) Raddi			x
<i>Fossombronia caespitiformis</i> subsp. <i>multispira</i> (Schiffn.) J.R. Bray & D.C. Cargill			x
<i>Grimmia laevigata</i> (Brid.) Brid.			x
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw. var. <i>cupressiforme</i> Hedw.			x
<i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>resupinatum</i> (Taylor) Schimp.	<i>Sematophyllum substrumulosum</i>		x
<i>Imbriobryum alpinum</i> (Huds. ex With.) N. Pedersen			x
<i>Kindbergia praelonga</i> (Hedw.) Ochyra			x
<i>Leptodictyum riparium</i> (Hedw.) Warnst.	<i>Drepanocladus aduncus</i>		x
<i>Polytrichum juniperinum</i> Hedw.			x
<i>Ptychostomum capillare</i> (Hedw.) Holyoak & N. Pedersen			x
<i>Ptychostomum pseudotriquetrum</i> (Hedw.) J.R. Spence & H.P. Ramsay ex Holyoak & N. Pedersen			x
<i>Riccia beyrichiana</i> Hampe ex Lehm.			x
<i>Riccia crozalsii</i> Levier	?		x
<i>Riccia glauca</i> L.	<i>R. beyrichiana</i>		x
<i>Riccia perennis</i> Steph.		x	x
<i>Riccia sorocarpa</i> Bisch.			x
<i>Scleropodium cespitans</i> (Wilson ex Müll. Hal.) L.F. Koch	<i>S. touretii</i>		x
<i>Tortella flavovirens</i> (Bruch) Broth.			x
<i>Trichostomum brachydontium</i> Bruch			x
Total		3	30

Ibérique jusqu'aux Balkans. Elle est également recensée en Afrique du nord et ne dépasse pas le Pays de Galle vers le nord. Ce taxon est rare en région méditerranéenne y compris en Corse. Il n'est signalé que dans une localité de Haute-Corse dans Bischler & Jovet-Ast (1973b) et n'a été que peu collecté depuis. Dans la RNTP, *Cephaloziella calyculata* est peu abondant mais fertile (présence de sporophytes). Cette hépatique se développe sur le sol, dans des secteurs ouverts et remaniés.

Ephemerum crassinervium (Schwägr.) Hampe subsp. *rutheanum* (Schimp.) Holyoak

Sous-espèce endémique d'Europe, considérée comme tempérée, mais dont l'aire de répartition reste mal connue en raison de difficultés taxonomiques. Cette sous-espèce présente vraisemblablement des irradiations méditerranéennes, comme en témoignent les données du Portugal et la nouvelle donnée de Corse. Holyoak (2010) signale l'existence de populations intermédiaires entre la sous-espèce *sessile* et la sous-espèce *rutheanum*. Les individus observés dans la RNTP ne présentent pas de

caractères intermédiaires. Il convient toutefois de rappeler que la sous-espèce *sessile* a seule été signalée jusqu'à aujourd'hui en Corse. Cette sous-espèce est relativement bien représentée en Corse dans des biotopes proches de la mer et même abondante dans certains sites favorables. En revanche, la sous-espèce *sessile* n'a pas été observée dans la RNTP, ce qui peut paraître surprenant. Il conviendrait donc de réaliser des prospections complémentaires pour mieux cerner la répartition des deux sous-espèces dans le sud de la Corse. *Ephemerum crassinervium* subsp. *rutheanum* est un taxon rare en Europe, recensé en Angleterre et en Irlande, aux Pays-Bas, en Allemagne, en Pologne et en France. C'est un taxon minuscule, difficile à découvrir, qui colonise les pelouses temporairement humides, à proximité d'affleurements rocheux, parmi les *Riccia* et d'autres marchantiales. Cet *Ephemerum* colonise les petits secteurs dénudés et ne supporte pas la concurrence. Son écologie semble assez différente dans d'autres régions où il colonise préférentiellement les berges de grandes pièces d'eau, sur des vases exondées. Il existe cependant des citations considérées comme atypiques comme des poches de terre parmi des affleurements rocheux ou le long de petits chemins avec *Archidium alternifolium*. Ces dernières notations correspondent bien à la situation observée en Corse. *Ephemerum crassinervium* subsp. *rutheanum* s'accommode probablement de situations assez différentes mais sans compétition et avec une humidité suffisante.

Myriocoleopsis minutissima (Sm.)

R.L.Zhu, Y. Yu et Pócs

Espèce méditerranéenne-atlantique en Europe, présentant une densité maximale de populations dans les secteurs hyperocéaniques (îles Britanniques, côte occidentale de la France, Pays-Basque, etc.) et se retrouvant, de façon disjointe, sur la côte adriatique et jusqu'en Grèce (Bischler 2004). Ce taxon est très rare en région méditerranéenne, localisé à quelques populations isolées des départements du Var et des Alpes-Maritimes. Il n'avait jamais été signalé en Corse. *Myriocoleopsis minutissima* est une espèce corticole observée sur plusieurs troncs de chênes verts d'âge moyen dans la RNTP. Les populations sont ici importantes, constituées de quelques milliers de tiges fertiles (présence de sporophytes), ce qui témoigne de leur vigueur reproductrice. Hébrard & Roux (1991) ont décrit une station isolée située dans la chênaie verte de

l'île de Port-Cros et soulignent les affinités de l'espèce pour des ambiances douces et humides. *Myriocoleopsis minutissima* ne se rencontre pas dans des régions recevant moins de 800 mm/an, ce qui exclut théoriquement le secteur de la RNTP (qui ne reçoit que 640 mm/an). Cette observation coïncide avec les résultats obtenus pour les inventaires des lichens (Simont & Coste 2014) qui ont mis en lumière des basculements d'étages de végétation significatifs, le plus marquant étant la présence d'éléments mésoméditerranéens à supraméditerranéens en plein étage thermoméditerranéen. D'autre part, *Myriocoleopsis minutissima* est peut-être une espèce en expansion ainsi que cela a été suggéré en Angleterre (Blockeel *et al.* 2014). (voir discussion sur la biogéographie.)

Riccia perennis Steph.

Hugonnot & Offerhaus (2009) ont révisé la répartition du taxon à l'échelle globale. Il s'agit d'une remarquable espèce ouest-méditerranéenne, rare dans l'ensemble de son aire, mais constituant localement des populations importantes. Ce taxon est très rare en région méditerranéenne y compris en Corse. Il est signalé dans trois localités de l'extrémité sud de la Corse dans Bischler & Jovet-Ast (1973b). Hébrard (1993) l'a découvert dans la RNTP, sur les bords de la mare la plus à l'est, sur boue humide. Il est probable que les perturbations mécaniques et trophiques liées au pâturage, constatées sur les berges des mares, soient à l'origine de la disparition apparente de cette espèce. Il conviendrait de rechercher à nouveau cette espèce dans les années à venir afin de confirmer son statut local et de proposer des mesures de gestion visant à sa préservation sur le long terme.

Riccia sommieri Levier

Espèce essentiellement ouest-méditerranéenne, rare partout mais localement abondante, comme en Sardaigne ou dans le sud-ouest de la péninsule Ibérique (Bischler & Jovet-Ast 1971-72 ; Bischler 2004). Ce taxon est cité comme candidat potentiel à l'inclusion dans la nouvelle liste rouge d'Europe (Hodgetts 2015). Il est très rare en région méditerranéenne, non recensé en France continentale, et probablement extrêmement rare en Corse. Bischler et Jovet-Ast (1973a) soulignaient l'absence de *Riccia sommieri* en Corse. Deux localités sont connues en Corse, celle des Tre Padule et une autre au Cap Corse

(Hugonnot & Simont 2018). *Riccia sommieri* colonise les pelouses écorchées, temporairement humides, où il s'associe avec d'autres espèces du même genre, comme *R. macrocarpa* et *R. michelii* notamment. L'écologie décrite dans Bischler & Jovet-Ast (1973a), au Portugal, en Sardaigne ou au Maroc est remarquablement similaire à la situation locale. *Riccia sommieri* est relativement abondant dans la RNTP. Ce taxon dioïque se reproduit de façon sexuée dans la RNTP. *Riccia sommieri* est une espèce remarquable au plan morphologique, probablement isolée au plan phylogénétique et d'un grand intérêt écologique et évolutif (Hugonnot & Simont 2018). Les taxons méditerranéens au sens large dominant largement dans la RNTP, ce qui est logique dans un site entièrement inclus à l'étage thermoméditerranéen. Le cortège des espèces cosmopolites est conforme à ce qu'on pouvait attendre, avec un lot non négligeable d'espèces liées à des biotopes relativement anthropisés, comme les abords de chemins et d'autres habitats perturbés propices à ces espèces plastiques au plan écologique. Les taxons atlantiques sont faiblement représentés en raison de la rareté des biotopes qui permettraient une élévation permanente de l'humidité atmosphérique, en particulier le caractère exceptionnel des systèmes forestiers subnaturels. Ce cortège est toutefois loin d'être absent et traduit vraisemblablement une relative humidité du climat au sein du thermoméditerranéen. Les espèces circumboréales sont plutôt bien représentées, ce qui est vraisemblablement dû à l'existence de biotopes humides comme les ruisseaux, à l'importance du réseau hydrographique de la Réserve et à une situation charnière entre le thermoméditerranéen et le mésoméditerranéen (voire le supraméditerranéen pour les mares). Le cas d'*Isoetecium alopecuroides* est particulièrement significatif à cet égard : il s'agit d'un taxon surtout présent en altitude dans la région méditerranéenne mais qui accède à des altitudes relativement basses en Corse.

La RNTP est marquée par la présence de plusieurs espèces d'animaux d'origine domestique. Ces populations semblent au moins en partie redevenues sauvages et parcourent librement la RNTP. Ces animaux sont représentés par des populations de bovins, d'équins et de suidés. Ces derniers correspondent probablement au complexe génétique du sanglier corse issu du croisement entre le sanglier et le porc domestique dont le caryotype présente 38 chromosomes identiques à ceux du

porc domestique (Popescu *et al.* 1980). D'un côté, le pâturage modéré peut contribuer de manière positive à la richesse bryologique des abords de mares, en particulier par la création de petites dépressions liées aux empreintes des animaux (Cogoni *et al.* 2009). Le piétinement entraîne également la régression de la couverture vasculaire (Bouahim *et al.* 2010) qui est en compétition pour les ressources avec les bryophytes. Ainsi, l'utilisation traditionnelle des abords de mares peut contribuer à la richesse écosystémique de ces habitats et l'abandon permanent conduire à un appauvrissement par développement d'espèces opportunistes (Ferchichi-Ben Jamaa *et al.* 2014 ; Pyke & Marty 2005 ; Rhazi *et al.* 2001 ; Crosslé & Brock, 2002). D'autre part, le pâturage, quand il est mal conduit ou trop intensif, peut entraîner des dégradations dans les mares et aux abords des mares temporaires (Grillas *et al.*, 2004 ; Zacharias *et al.* 2007). L'eutrophisation des mares, la destruction de la strate végétale et l'appauvrissement floristique peuvent avoir pour origine le passage répété des animaux (Gascón *et al.* 2012). Dans la RNTP, il a été constaté des traces de piétinement et des excréments abondants sur le pourtour des trois mares. Ce constat pourrait être mis en parallèle avec l'absence de *Riccia perennis* (espèce signalée naguère et non retrouvée lors de nos travaux) et une quasi-absence de la strate bryophytique. On notera d'ailleurs que *Ptychostomum pseudotriquetrum*, une des rares espèces à se maintenir difficilement dans les mares, se cantonne aux petits secteurs apparemment protégés du piétinement par la présence de grosses touffes de graminoides (*Schoenus nigricans* ou autres) ou par une souche. *Schoenus nigricans* est une espèce non consommée par les herbivores, ce qui appuie notre hypothèse. Ces simples observations ne permettent toutefois pas d'affirmer que la présence des herbivores soit la cause de l'apparente disparition de ce taxon et du caractère exceptionnel des autres. L'enrichissement en matière organique présente également des inconvénients pour les communautés bryophytiques oligotrophiles. Le constat reste le même à proximité immédiate des petits cours d'eau temporaires du site, où le piétinement provoque la régression du tapis muscinal. En l'absence de suivi, il est difficile de préciser à quelle vitesse et suivant quelles modalités les bryophytes peuvent résister et se réinstaller à la suite de ces perturbations, mais des mesures de prudence s'imposent si l'on souhaite empêcher

le développement de communautés rudérales ubiquistes.

Le plan de gestion de la RNTP a permis de mettre en évidence un développement du maquis. Il est probable qu'à terme ce dernier évolue vers une chênaie à chêne vert, au moins sur une majorité des écosystèmes de la RNTP. L'impact d'une telle évolution naturelle des habitats sur les peuplements bryologiques est difficilement estimable sachant que d'autres groupements, potentiellement de valeur patrimoniale plus importante, peuvent se développer. Un des enjeux majeurs actuels de gestion de la RNTP semble être la gestion des milieux ouverts qui sont susceptibles d'héberger un ensemble de taxons patrimoniaux dans divers groupes taxonomiques (flore, orthoptères, lépidoptères, lichens, etc.) et devant se fermer à terme. L'enjeu sera probablement de limiter les interventions directes et de gérer le milieu avec les herbivores, mais de manière contrôlée afin de limiter toute dégradation du site. Il est bien connu que les mares non soumises à une exploitation pastorale rationnelle et modérée se ferment généralement (Ferchichi-Ben Jamaa *et al.* 2014 ; Rhazi *et al.* 2001 ; Crosslé & Brock 2002 ; Bagella *et al.* 2016). Mais il est également important de garder à l'esprit que la dynamique progressive des milieux est lente dans la RNTP. Pour les bryophytes, la situation est complexe. En effet, un des grands enjeux conservatoires réside dans la présence de communautés pionnières, liées aux pelouses temporairement humides, des abords de ruisselets temporaires. Si ces habitats se ferment par densification du couvert arbustif, les bryophytes spécialisées disparaîtront inéluctablement. D'un autre côté, des cortèges particulièrement remarquables ont été détectés dans les lambeaux de yeuseraies bien structurées. Entre ces deux extrêmes, les communautés bryophytiques inféodées aux maquis hauts et aux fourrés divers se sont révélées relativement peu diversifiées et d'un intérêt moindre. C'est donc une gestion plurimodale qu'il conviendrait d'appliquer dans le cas présent, une gestion qui viserait à conserver, voire à permettre l'extension des chênaies vertes à caractère naturel, et qui entretiendrait des espaces ouverts correspondant au réseau hydrographique superficiel. L'idéal serait de favoriser la progression de la forêt aux environs de la population de *Myriocoleopsis minutissima*, en limitant, voire en interdisant, l'accès des herbivores aux parcelles concernées. Un problème important réside

dans la lutte contre les incendies. Le risque, en appliquant ce type de gestion plurimodale, est de transformer la Réserve en une mosaïque peu cohérente de stades dynamiques diversifiés mais qui s'expriment à une échelle spatiale ne correspondant pas à celle des écosystèmes naturels.

Remerciements

Nous remercions vivement les membres de la Réserve naturelle des Tre Padule de Suartone pour nous avoir accordé leur confiance pour la réalisation de cette étude, notamment la conservatrice Marie-Laurore Pozzo Di Borgo. Viviane Sorbe et Marion Boué nous ont aidés au cours de nos prospections de terrain et dans le bon déroulement de la mission. Nos remerciements s'adressent également à Madame Annalena Cogoni, conservatrice de CGA, pour nous avoir permis d'examiner le matériel conservé dans cet herbier. Jean-Pierre Hébrard nous a communiqué des informations importantes concernant *Riccia perennis* et nous a fait bénéficier de remarques critiques qui nous ont permis d'améliorer le contenu de ce travail.

Bibliographie

- Allorge P., 1926. Les Muscinées. *Bull. Soc. Sci. Hist. Nat. Corse* 1926 : 247-250.
- Bagella S., Gascón S., Filigheddu R., Cogoni A. & Boix D., 2016. Mediterranean Temporary Ponds: new challenges from a neglected habitat. *Hydrobiologia* 782: 1-10.
- Bischler H. & Jovet-Ast S., 1971-1972. Les hépatiques de Sardaigne. Énumération, notes écologiques et biogéographiques. *Rev. Bryol. Lichénol.* 38 : 325-419.
- Bischler H. & Jovet-Ast S., 1973a. Distribution, écologie, sociologie du *Riccia sommierii*. *Lev. Rev. Bryol. Lichénol.* 39 : 271-283.
- Bischler H. & Jovet-Ast S., 1973b. Les hépatiques de Corse. Énumération, notes écologiques et biogéographiques. *Rev. Bryol. Lichénol.* 39 : 43-153.
- Bischler H., 2004. Liverworts of the Mediterranean: Ecology, diversity and distribution. *Bryophyt. Bibl.* 61: 1-252.
- Blockeel T.L., Duckett J.G., Fernandez-Ordóñez M.C., Hébrard J.P., Matcham H.W., Porley R.D., Ochyra R., Bednarek-Ochyra H., Soldan Z. & Townsend C.C., 2002. New national and regional bryophyte records, 5. *J. Bryol.* 24 : 88-91.
- Blockeel T.L., Enroth J., Ertz D., Hedderson T.A.J., Holz I., Jafari M., Kürschner H., Lara F., Mazimpaka V., Medina R., Ramel G., Schäfer-Verwimp A., Shirzadian S., Sotiaux A, Sotiaux O., Stebel A. &

- Tavili A., 2006. New national and regional bryophyte records, 14. *J. Bryol.* 28: 271-275.
- Blockeel T.L., Bosanquet S.D.S., Hill M.O. & Preston C.D., 2014. *Atlas of British & Irish Bryophytes. The distribution and habitat of mosses and liverworts in Britain and Ireland. Volumes I & 2.* British Bryological Society, Pisces Publications, Newbury, 555 p. & 652 p.
- Bouahim S., Rhazi L., Amami B., Sahib N., Rhazi M., Waterkeyn A., Zouahri A., Mesleard F., Muller S.D. & Grillas P., 2010. Impact of grazing on the species richness of plant communities in Mediterranean temporary pools (western Morocco). *Compt. Rend. Acad. Sci., Serie 3, Sci. Vie* 333: 670-679.
- Camus F., 1895. Notes sur les récoltes de M.P. Mabille en Corse. *Rev. Bryol.* 22 : 65-74.
- Camus F., 1902. Note préliminaire sur un voyage bryologique en Corse. *Rev. Bryol.* 29 : 17-26.
- Camus F., 1903. Muscinées recueillies en Corse en mai et juin 1901. *Bull. Soc. Bot. France* 48 : 151-174.
- Cogoni A., Scrugli A. & Cortis P., 2009. Bryophyte flora of some temporary pools in Sardinia and Corsica. *Plant Biosyst.* 143: 97-103.
- Cogoni A., Filippino G. & Marignani M., 2016. Small-scale pattern of bryoflora in Mediterranean temporary ponds: hints for monitoring. *Hydrobiologia* 782: 81-95.
- Crosslé K. & Brock M.A., 2002. How do water regime and clipping influence wetland plant establishment from seed banks and subsequent reproduction? *Aquatic Bot.* 74: 43-56.
- de Litardière R., 1909. Liste des Phanérogames et des Cryptogames vasculaires observés en Corse en septembre 1902, juillet 1907 et juillet-août 1908. *Bull. Acad. Int. Géogr. Bot.* 19 : 96-211.
- de Litardière R., 1927. Notes sur quelques bryophytes de la Corse. *Arch. Bot. Caen* 1 : 248-250.
- de Litardière R., 1929. Note sur la végétation muscinale des pozzines de Coscione (Corse). *Arch. Bot. Caen* 3: 40-43.
- de Litardière R. & Malcuit G., 1926. *Contributions à l'étude phytosociologique de la Corse. Le massif du Renoso.* Lechevalier, Paris.
- Düll R., 1983. Distribution of the European and Macaronesian mosses (Hepaticophytina). *Bryol. Beit.* 2: 1-114.
- Düll R., 1984. Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina). Part I. *Bryol. Beit.* 4: 1-113.
- Düll R., 1985. Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina). Part II. *Bryol. Beit.* 5: 110-232.
- Düll R., 1992. Distribution of the European and Macaronesian Mosses (Bryophytina). Annotations and Progress. *Bryol. Beit.* 8-9: 1-223.
- Ferchichi-Ben Jamaa H., Muller S.D., Ghrabi-Gammar Z., Rhazi L., Soulie-Marsche I., Gammar A.M., Oual M., Ben-Saad-Limam S. & Daoud-Bouattour A., 2014. Influence du pâturage sur la structure, la composition et la dynamique de la végétation de mares temporaires méditerranéennes (Tunisie septentrionale). *Rev. Ecol.* 69 : 196-213.
- Frey W. & Kürschner H., 1995. Soziologie und Lebensstrategien epiphytischer Bryophyten in Israel und Jordanien. *Nova Hedwigia* 61: 211-232.
- Gascón S., Machado M., Sala J., Cancela Da Fonseca L., Cristo M. & Boix D., 2012. Spatial characteristics and species niche attributes modulate the response by aquatic passive dispersers to habitat degradation. *Mar. Freshwater Res.* 63: 232-245.
- Gatignol P., 2011. Quatrième jour : 21 avril 2010 Réserve naturelle des Tre Padule de Suartone, Piantarella et Sperone. Commune de Bonifacio. *Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest* 42 : 519-526.
- Geissler P., 1981. *Some aspects of high altitude bryoflora of Corsica.* In: Szweykowski J. (ed.), *New perspectives in bryotaxonomy and bryogeography.* Poznan, Adam Mickiewicz University: 119-122.
- Gillot X., 1878. Liste des Muscinées récoltées en Corse pendant la session extraordinaire de la Société botanique de France. *Rev. Bryol.* 5 : 8-10.
- Greven H., 1995. *Grimmia Hedw. (Grimmiaceae, Musci) in Europe.* Leiden, Backhuys.
- Grillas, P., Gauthier P., Yaverkovski N. & Perennou C., 2004. Mediterranean Temporary Pools 1. Station Biologique de la Tour du Valat, Arles : 228.
- Hébrard J.P., 1974. *Données sur la végétation cryptogamique du complexe des maquis dans la vallée du Tavignano (Corse).* Document DGRST non publié.
- Hébrard J.P., 1975a. Contribution à la connaissance de la végétation muscinale des hêtraies de Corse. *Ecol. Médit.* 1 : 93-108.
- Hébrard J.P., 1975b. Documents pour une étude comparée de la végétation bryologique des cistaies et maquis dégradés humides de Provence cristalline et du littoral corse oriental. *Lindbergia* 3 : 93-105.
- Hébrard J.P., 1976. Contribution à l'étude de la végétation muscinale de quelques formations du maquis corse. *Revue bryologique et lichénologique* 42 : 693-709.
- Hébrard J.P., 1977a. Contribution à l'étude de la végétation muscinale du complexe des maquis en Corse : les maquis dégradés à Ericacées et les talus siliceux limitrophes. *Doc. Phyto.* 1 : 143-158.
- Hébrard J.P., 1977b. Contribution à l'étude de la végétation muscinale de quelques formations du maquis corse : les cistaies sèches et les peuplements à *Halimium halimifolium*. *Ecol. Médit.* 3 : 133-150.
- Hébrard J.P., 1978. Contribution à l'étude de la végétation muscinale des rochers secs siliceux en haute montagne corse. *Bulletin de la Société des sciences historiques et naturelles de la Corse*, 2^e et 3^e trimestres 1978 : 69-82.
- Hébrard J.P., 1980. Contribution à l'étude de la végétation muscinale de quelques formations du maquis corse : les pelouses sèches ou humides sur silice. *Bull. Société Linn. Provence* 32 : 15-45.
- Hébrard J.P., 1981. Contribution à l'étude de la végétation bryophytique des forêts de *Quercus ilex*, de *Quercus suber* et des maquis bas à *Rosmarinus officinalis* dans le cap Corse. *Lejeunia* 106 : 1-20.
- Hébrard J.P., 1984. Remarques sur la répartition géographique et l'écologie d'*Anacolia webbii* (Mont.) Schimp., d'*Entosthodon curvisetus* (Schwaegr.) C. Müll. et de *Grimmia tergestina* Tømm. ex B., S. et G. var. *tergestina* en Corse. *Cryptog. Bryol. Lichénol.* 5 : 33-45.
- Hébrard J.P., 1986. Note de bryologie corse : muscinées rares, méconnues ou nouvelles pour l'île. *Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest* 17 : 151-167.
- Hébrard J.P., 1988. Contribution à l'étude des bryophytes de la réserve naturelle de la presqu'île de Scandola (Corse). *Candollea* 43 : 189-197.
- Hébrard J.P., 1993. Note de bryologie corse, II. Muscinées récoltées dans le cap Corse et dans les environs de Corte, Galéria et Bonifacio. *Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest* 24 : 539-544.

- Hébrard J.P., 1998. Données sur la chorologie et l'écologie des taxons de *Racomitrium* Sect. *laevifolia* (Kindb.) Nog. et du complexe d'*Hedwigia ciliata* dans le sud de la France et en Corse. *Cryptog. Bryol. Lichénol.* 19 : 361-373.
- Hébrard J.P., 2000. *Grimmia nutans* Bruch en France méridionale et *Grimmia elatior* Bruch ex Bals. & de Not., respectivement nouveaux pour la bryoflore d'Europe occidentale et de Corse. *Botanica Helvetica* 110 : 115-124.
- Hébrard J.P., 2004. Données sur la chorologie, l'écologie et les effectifs des populations de *Buxbaumia viridis* (*Buxbaumiaceae*, *Musci*) en Corse. *Bull. Soc. Linn. Provence* 55 : 59-69.
- Hébrard J.P., 2005. New localities and ecology of *Buxbaumia viridis* (*Buxbaumiaceae*, *Musci*) in Corsica. *Nova Hedwigia* 80: 241-246.
- Hébrard J.P. & Roux C., 1991. *Cololejeunea minutissima* (Sm.) Schiffn. dans la chênaie verte de l'île de Port-Cros (îles d'Hyères, Var, France). *Nova Hedwigia* 53 (3-4) : 423-431.
- Hillier L., 1931. Quelques Muscinées nouvelles pour la Corse. *Rev. Bryol.* 1: 37-40.
- Hodgetts N.G., 2015. *Checklist and country status of European Bryophytes - towards a new Red List for Europe*. Irish Wildlife Manuals, 84. National Parks and Wildlife Service, Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht, Ireland, 125 p.
- Holyoak D. T 2010. Notes on taxonomy of some European species of *Ephemerum* (Bryopsida: *Pottiaceae*). *J. Bryol.* 32: 122-132.
- Hugonnot V. & Offerhaus B., 2009. Premières citations de *Riccia perennis* Steph. en France continentale, dans le Var. *Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest N.S.* 40 : 567-574.
- Hugonnot V. & Celle J. 2018. TAXREF 11. MNHN, Fédération des CBN.
- Hugonnot V. & Simont V., 2018. *Riccia sommierii* Levier in Corsica, newly recorded in France, with morphological remarks. *Cryptog. Bryol.* 39: 223-231.
- Lecoïnte A., 1979. Intérêts phytogéographiques de la bryoflore normande : 1 - les cortèges cosmopolite et méditerranéen s.l. *Bull. Soc. Linn. Normandie* 107 : 61-70.
- Lecoïnte A., 1981a. Intérêts phytogéographiques de la bryoflore normande : 2 - le cortège atlantique s.l. *Bull. Soc. Linn. Normandie* 108 : 51-60.
- Lecoïnte A., 1981b. Intérêts phytogéographiques de la bryoflore normande : 3 - le cortège circumboréal s.l. *Bull. Soc. Linn. Normandie* 109 : 55-66.
- LECOINTE A., 1988. Intérêts phytogéographiques de la bryoflore normande : 4 - additions, corrections, spectres biogéographiques et écologiques. *Bull. Soc. Linn. Normandie* 110-111 : 23-40.
- Loiseau J.E. & Pierrot R.B., 1986. Bryophytes récoltées au cours de la 11^e session extraordinaire de la SBCO en Corse (1984). *Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest* 17 : 169-171.
- Ozenda P., 1975. Sur les étages de végétation dans les montagnes du bassin méditerranéen. *Doc. Cartogr. Ecol.* 16 : 1-32.
- Paradis G. & Pozzo di Borgo M.-L., 2005. Étude phytosociologique et inventaire floristique et la réserve naturelle des Tre Padule de Suartone (Corse). *J. Bot. Soc. Bot. France* 30 : 27-103.
- Parriat H., 1951. Les espèces alpines et boréales-alpines de la flore corse. *Rev. Bryol. Lichénol.* 20 : 21-33.
- Pierrot R.B., 1987. Espèces méconnues de la bryoflore française : *Andreaea angustata*, *Lescuraea saviana*, *Schistidium agassizii*. *Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest* 18 : 121-124.
- Pioli A., 2015. Contribution to the inventory of Corsican Bryophytes: new data on the presence of some new, rare or uncommon species. *Candollea* 70: 101-107.
- Popescu C.P., Quéré J.P., Franceschi P. & Boscher J., 1980. Observations chromosomiques chez le sanglier français (*Sus scrofa scrofa*). *Ann. Génét. Sélect. Anim.* 12 : 395-400.
- Pye C.R. & Marty J. 2005. Cattle grazing mediates climate change impacts on ephemeral wetlands. *Cons. Biol.* 19: 1619-1625.
- Quézel P. 1979. La région méditerranéenne française et ses essences forestières. Signification écologique dans le contexte circum-méditerranéen. *Forêt Méd.* 1: 7-18.
- Rhazi L., Grillas P., Mounirou Toure A. & Tan Ham L., 2001. Impact of land use in catchment and human activities on water, sediment and vegetation of Mediterranean temporary pools. *Compt. Rend. Acad. Sci., Serie 3, Sci. Vie* 324: 165-177.
- Sarrasat C., 1931a. Muscinées récoltées en Corse au cours de la session de la Société botanique de France du 4 au 14 août 1930. *Bull. Soc. Bot. France* 78 : 689-692.
- Sarrasat C., 1931b. Quelques Muscinées nouvelles pour la Corse. *Rev. Bryol.* 4 : 37-38.
- Simont V. & Coste C. 2014. Inventaire des lichens sur la Réserve naturelle des Tre Padule de Suartone. Bureau d'études Vincent Simont, 56 p.
- Skrzypczak R., 2005. Contribution à l'étude de la bryoflore du cap Corse. *Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest* 35 : 561-562.
- Sotiaux A., Pioli A., Royaud A., Schumacker R. & Vanderpoorten A., 2007. A checklist of the Bryophytes of Corsica (France): new records and a review of the literature. *J. Bryol.* 29: 41-53.
- Sotiaux A., Sotiaux O. & Vanderpoorten A., 2008. Additions to the bryophyte flora of Corsica. *Cryptog. Bryol.* 29: 267-274.
- Zacharias I., Dimitriou E., Dekker A. & Dorsman E. 2007. Overview of temporary ponds in the Mediterranean region : threats, management and conservation issues. *J. Environm. Biol.* 28: 1-9.

Les forêts de frêne oxyphylle (*Fraxinus angustifolia* Vahl) de Corse

Narrow-leaved Ash forests of Corsica

Christian GAUBERVILLE¹, Christophe PANAIOTIS^{2,*}, Julie REYMANN², Thierry FERNEZ²,
Pauline DELBOSC^{2,3} & Kévin O'DEYE-GUIZIEN²

1. 11, Trugny, 41 370 Josnes, France

2. Conservatoire botanique national de Corse, Office de l'environnement de la Corse
14, avenue Jean Nicoli, 20 250 Corte, France

3. Université de Bretagne occidentale, Institut de géoarchitecture, UFR Sciences et Techniques, CS 93 867,
29 238 Brest Cedex 3, France

*Auteur correspondant : panaiotis@oec.fr

Received: 12 January, 2018; First decision: 29 March, 2018; Revised: 9 April, 2018; Accepted: 11 April, 2018

Résumé

Dans cette étude phytosociologique, nous abordons la place du frêne oxyphylle (*Fraxinus angustifolia* Vahl) en Corse. On rencontre ses formations exclusivement dans la Plaine orientale, à l'étage mésoméditerranéen en position de lit majeur et de galeries riveraines des fleuves côtiers. Les stations qu'elles occupent permettent de distinguer deux grands groupements phytosociologiques, le Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae (Biondi & Allegrezza 2004) et le Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae (Pedrotti 1970 corr. Pedrotti 1992). Les variations de ces formations sont décrites, de même que leur intérêt biogéographique, leur valeur patrimoniale et les aspects de leur conservation.

Abstract

In this phytosociological survey, we tackle the place of *Fraxinus angustifolia* Vahl. We found these plant communities in the Plaine orientale region, at the mesomediterranean level on the alluviums of the flood plains. We discern two phytosociological plant associations, the Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae (Biondi &

Allegrezza 2004) and the Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae (Pedrotti 1970 corr. Pedrotti 1992) and describe their variations in the corsican context. Lastly, we discuss the biogeographical, patrimonial and conservation aspects of these plant communities.

Abridged version

The Corsican national botanical Conservatory has developed a whole inventory and characterization program of natural habitats in order to draw up a regional list of habitats for developers and decision-makers as well as all environmental professionals. In this context, forest riparian formations of narrow-leaved ash of the eastern plain region in Corsica (Plaine orientale), are extremely interesting to study because they constitute a habitat that has been added to the French Habitats of European directive Natura 2000 (Bensettiti & Barbéro 2009). These forests occupy the floodplains

Mots clés : Corse, habitat naturel, phytosociologie, forêts alluviales méditerranéennes, frêne oxyphylle, *Fraxinus angustifolia* subsp. *oxycarpa*.

Keywords: Corsica, natural habitat, phytosociology, alluvial Mediterranean forests, narrow-leaved ash, *Fraxinus angustifolia* subsp. *oxycarpa*.

of the two main coastal rivers at the bottom of quaternary sedimentary terracing systems. Plant groups in addition to narrow-leaved ash (*Fraxinus angustifolia*), are constituted of alder (*Alnus glutinosa*), and lot of creepers. Phytosociological study discern two plant associations, (A) the *Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae* (Biondi & Allegrezza 2004) and (B) the *Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae* (Pedrotti 1970 corr. Pedrotti 1992). For the first association (A), we describe two under plant associations: One, *typicum*, with lots of *Quercion ilicis* plants and another, *lauretosum nobilis subass. nov.* Gauberville & Panaïotis, with a strong presence of Laurel-tree (*Laurus nobilis*) and where the narrow-leaved ash is close to water. For the second association (B), the under plant association *typicum* is characterized by *Populetales* and *Alnetea glutinosae* plants. Its name variation *alismetosum plantaginis-aquaticae subass. nov.* Gauberville & Panaïotis is very typical with water stagnation, and remote sedge (*Carex remota*) and yellow flag (*Iris pseudacorus*) plants.

After this analysis, we deal with creepers, which symbolize these alluvial forests, in function of their ecological position: vine (*Vitis vinifera sylvestris*), common ivy (*Hedera helix*), evergreen rose (*Rosa sempervirens*), old man's beard (*Clematis vitalba*), hedge bindweed (*Calystegia sepium*), hop (*Humulus lupulus*) and bitter sweet (*Solanum dulcamara*).

Finally, phytosociological plant groups of narrow-leaved ash are replaced in the French synsystem and codifications are given in the different European typological catalogs. We also discuss the biogeographical, heritage and conservation aspects of these plant communities.

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

Introduction

Les travaux de synthèse dans le domaine méditerranéen de Bensettiti et Barbéro (2009) sur les frênaies thermophiles à *Fraxinus ornus* (*Fraxinus angustifolia* Vahl subsp. *oxycarpa* (Willd.) Franco & Rocha Afonso) ont permis de les inscrire comme un nouvel habitat d'intérêt communautaire (UE 91B0) pour la France, ajouté en 2005 dans les cahiers d'habitats, suite au séminaire biogéographique méditerranéen tenu à Bruxelles en 2000. Dans leur rapport, les auteurs ont fait des prospections sur le terrain dans le midi méditerranéen français et ont pu définir l'association du *Carici-Fraxinetum angustifoliae* dans le sud-est de la France, notamment dans le Var, l'Hérault et les Bouches-du-Rhône (unité également présente en Italie et en Afrique du Nord). Aucune signalisation de cet habitat n'est donnée en Corse et l'objectif de ce travail est d'apporter des éléments concrets de sa présence sur l'île en tant qu'habitat de la Directive. Après l'observation d'un résidu de frênaie alluviale en basse vallée du Fium'Orbu en 2009, puis de peuplements plus conséquents en basse vallée de la Bravona en 2011 et en 2015, le Conservatoire botanique national de Corse (service de l'Office de l'environnement de la Corse) a décidé de prospecter l'ensemble des situations favorables au frêne oxyphylle dans la région de la

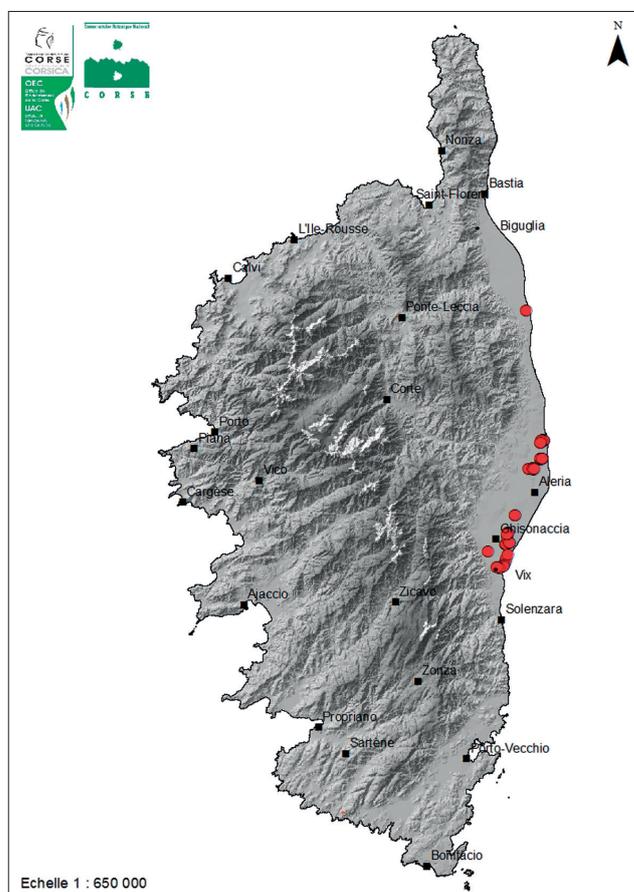


Figure 1 – Répartition du frêne oxyphylle en Corse (source : base de données du CBNC 2017).

Plaine orientale afin de caractériser les groupements végétaux qu'il structure sur les plans écologique et phytosociologique.

L'habitat correspond à des forêts situées en retrait du système riverain, sur les terrasses du lit majeur des cours d'eau et qui présentent, ou non, des espèces sclérophylles en strate arbustive. En Corse, il existe quelques forêts remarquables à frêne oxyphylle, mais il est nécessaire d'engager une campagne de relevés phytosociologiques pour savoir si ces forêts sont concernées par la Directive « Habitats-Faune-Flore ». Avec les modifications des pratiques agricoles dans cette micro-région depuis une soixantaine d'années maintenant, et le grignotage des zones cultivées aux dépens des systèmes alluviaux, ces forêts peuvent être considérées aujourd'hui comme relictuelles.

Sur le plan phytosociologique, Gamisans (1991) évoque déjà quelques-unes de ces formations à frêne oxyphylle et les considère comme une sous-association des ripisylves à *Hypericum hircinum*, puis il les verse dans le *Carici-Alnetum fraxinetosum* au sein des *Alnetea glutinosae* Gamisans (2013).

Plus récemment, dans *Flora corsica*, Jeanmonod & Gamisans (2007) citent l'espèce dans les ripisylves et les aulnaies marécageuses de Corse localisées à la plaine d'Aléria. La figure 1 donne la répartition actuellement connue du frêne oxyphylle, les formations à frênes sont quant à elles strictement inféodées à la Plaine orientale. Dans la *Flore forestière française*, Rameau *et al.* (2008) les situent, en région méditerranéenne, au niveau des alluvions à tendance argileuse des complexes alluviaux où l'espèce est mésohygrophile neutrophile. Il apparaît probable que ces frênaies soient, d'un point de vue écologique et phytosociologique, plus proches des végétations de lit majeur des grands fleuves côtiers (Fium'Orbu, Bravona, Golu, Tavignanu) que des ripisylves, et donc différentes quant à leur fonctionnement et à leur composition floristique.

Matériels et méthodes

L'ensemble de la microrégion de la Plaine orientale (de Biguglia à Vix) a été prospecté (figure 1). Un travail préliminaire d'examen des orthophotographies en infra-rouge effectué par le Conservatoire botanique a fait

ressortir 38 sites potentiels en précisant la difficulté de distinguer les peuplements d'aulne glutineux de ceux de frêne oxyphylle. Tous ont été parcourus, faisant ressortir majoritairement des peuplements d'aulne glutineux (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn).

Huit de ces sites, auxquels quatre ont été ajoutés lors des travaux de terrain, ont fait l'objet d'observations et de descriptions. Seize relevés ont été réalisés par la méthode sigmatiste auxquels 10 relevés bibliographiques récents ont été ajoutés, issus de la base de données du Conservatoire botanique, effectués par J. Gamisans (2011), C. Piazza (2011), C. Panaïotis (2011, 2012, 2014) et J. Reymann (2014, 2015).

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© vu leur nombre assez faible.

La carte géologique de Ghisonaccia (BRGM, 1976) permet d'appréhender le contexte géomorphologique et les grandes caractéristiques pédologiques.

Les deux sites majeurs concernent les basses vallées de la Bravona et du Fium'Orbu. Les fleuves ont des longueurs d'environ 40 km et leurs bassins versants couvrent respectivement une surface de 6 700 ha et de 27 500 ha en prenant leur source à 1 220 m et à 1 750 m. Les peuplements de frêne sont installés dans les lits majeurs de ces fleuves côtiers, au fond des systèmes de terrasses quaternaires de ces deux vallées (figure 2). Au niveau de Ghisonaccia, la carte géologique (BRGM 1976) décrit une formation « Fz » dite d'« alluvions modernes du lit majeur des

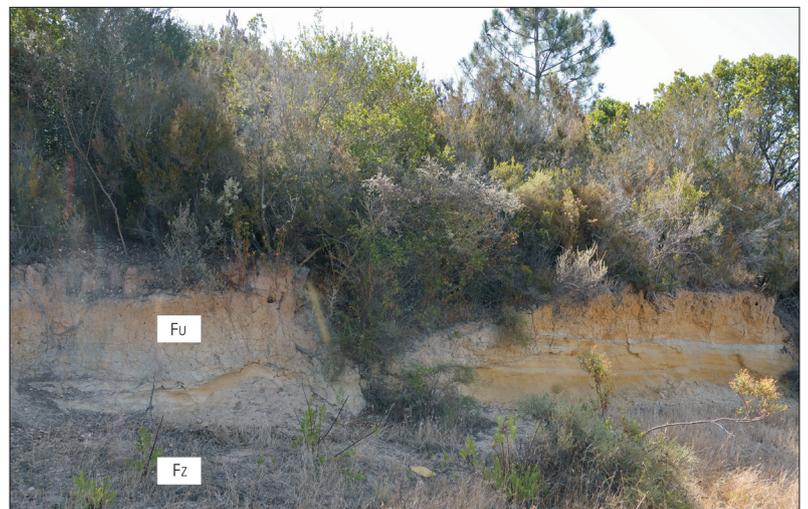


Figure 2 – Aspect de la terrasse « Fu » qui surplombe la terrasse « Fz » la plus basse.

fleuves et rivières » (Fium'Orbu, Tagnone, Abatescu). Ces alluvions limoneuses, limono-argileuses en surface, sont des dépôts de crues et les matériaux deviennent argilo-sableux à argileux en profondeur. Elles ont pu être incisées ensuite par la mise en place du réseau hydrographique secondaire. Ces alluvions globalement argileuses sont suffisamment épaisses pour constituer le sol que prospectent les frênes.

Les sols sont peu évolués et montrent des pH assez peu acides, certains proches de la neutralité. C'est en partie le résultat de l'origine des sédiments, le Fium'Orbu, par exemple, traversant des schistes lustrés et des roches vertes au niveau du défilé de l'Inzecca. Ce sont aussi des galets d'ophiolites de la même origine qui entrent dans la composition des terrasses « Fu », « Fv » et « Fw » (70 % pour la terrasse « Fu ») qui surplombent à divers endroits la terrasse « Fz », la plus jeune et la plus basse. La basse vallée de la Bravona, quant à elle, entaille ou jouxte, suivant les endroits, des niveaux de calcaires récifaux ou encore de marnes.

La terrasse la plus basse où sont installés les peuplements montre une topographie quasi plane avec parfois seulement une faible pente longitudinale permettant un drainage par de petits ruisseaux qui méandrent.

Résultats

Végétation

Les groupements possèdent une homogénéité apparente par la constance dans la canopée du frêne oxyphylle toujours dominant et de l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn) qui lui est largement subordonné.

Plusieurs lianes, en particulier la vigne sauvage (**Vitis vinifera* subsp. *sylvestris* C.C. Gmel Hegi), le lierre (*Hedera helix* L.), le rosier toujours vert (*Rosa sempervirens* L.) constituent un autre point commun très remarquable (voir *infra*). Dans la strate herbacée, seul *Carex remota* L. est présent dans l'ensemble des variations observées.

Après l'analyse de l'ensemble des relevés, deux grands ensembles peuvent être distingués, leur flore reflétant des différences d'alimentation en eau, voire de durée d'engorgement des sols.

1. Les espèces marquées par un * sont des espèces protégées au niveau national.

Le *Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae* Biondi & Allegrezza 2004 (tableau 1, relevés 1 à 14).

La strate arborescente est largement dominée par le frêne oxyphylle ; son pourcentage de recouvrement est de l'ordre de 85 %. Le frêne, au contraire de l'orme champêtre (*Ulmus minor* Miller), est peu présent dans une strate arbustive d'environ 60 % de recouvrement, très marquée par la forte présence des ronces (*Rubus* sp. *plur.*) ; la strate herbacée enfin a un recouvrement de 50 %.

Dans ce premier ensemble, des espèces des *Quercetea ilicis* sont présentes de façon constante, en particulier *Rubia peregrina* subsp. *longifolia* (Poir.) O. Bolòs et *Ruscus aculeatus* L., côtoyant un lot conséquent d'espèces des *Quercio-Fagetea* : *Brachypodium sylvaticum* (Huds) P. Beauv., *Oenanthe pimpinelloides* L., *Euonymus europaeus* L., *Crataegus monogyna* Jacq., *Ranunculus lanuginosus* L. et deux espèces des *Populetalia albae*, *Laurus nobilis* L. et *Allium triquetrum* L. Toutes ces espèces sont absentes ou très rares dans l'ensemble suivant.

Enfin, ce syntaxon est le plus riche en orme qui occupe une part des strates arborescente et arbustive.

Au sein de cette association, nous pouvons distinguer deux sous-associations.

TYPICUM (TABLEAU 1, RELEVÉS 5 A 12)

Les espèces thermophiles et xérophiles du *Quercion ilicis* y sont très présentes ; outre celles déjà évoquées, citons *Quercus ilex* L., *Smilax aspera* L., *Asparagus acutifolius* L., *Quercus pubescens* Willd. et *Viola alba* subsp. *dehnhardtii* (Ten.) W. Becker ainsi que quelques espèces fréquentes mais discrètes des *Populetalia albae* : *Rumex conglomeratus* Murray, *Carex pendula* Huds., *Eupatorium cannabinum* subsp. *corsicum* (Loisel) P. Fourn., *Aristolochia rotunda* subsp. *rotunda* (espèce rare) et subsp. *insularis* (E. Nardi & Arrigoni) Gamisans.

Le frêne oxyphylle bénéficie ici de conditions de croissance moyennement favorables avec une réserve utile moins accessible que dans les autres variations (présence d'un horizon à fort drainage interne au dessus du niveau argileux). On observe une tendance à une certaine flexuosité et, en moyenne, la hauteur apparaît plus faible que dans le syntaxon suivant. La richesse spécifique est de 23 taxons (14 à 33).

Tableau 1 – Synthèse des relevés phytosociologiques.

N°relevé	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
Auteurs	CG/C	CG/C	IR/CP	IR/CP	CG/CP	CG	CG/TF	CG/C	CG/TF	CG/TF	CG	CG	CG	CG/CP	CG/TF	JG	JG	CG/TF	CG	JG	CG	JG	JG	CG	CG/TF	CG/TF	
Associations	<i>Rubia peregrinae-Fraxinetum angustifoliae</i>														<i>Cariciremotae-Fraxinetum angustifoliae</i>												
Sous-association ou faciès	lauretosum				typicum							faciès dunaire		typicum								alimetosum p.-aquaticae					
Altitude	20	5	8	20			15	13	7	5		7	3	2	15	5	5	5	4	5	4	3	5			8	6
Recouvrement arborescent	100	90	95	95	85	90	80	95	90	90	80	80	80	90	80	100	100	90	80	90	90	100	70	90	90	90	
Recouvrement arbustif	50	50	60	20	80	40	40	15	50	60	30	70	25	90	25	10	10	40	50	20	80	20	10	10	20	10	
Recouvrement herbacé	70	60	70	50	20	80	60	50	60	40	80	50	90	20	60	90	100	80	20	50	40	20	100	50	40	50	
Caractéristiques ligneuses structurantes																											
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl subsp. <i>oxycarpa</i> (W)	4	5	4	5	5	4	5	3	5	5	5	4	5	4	5	3	3	4	4	5	5	5	3	5	5	5	
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl subsp. <i>oxycarpa</i> (W)	+	.	2	.	+	+	.	.	+	.	+	+	+	.	1	1	1	2	2	2	+	1	.	+	.	+	
<i>Ulmus minor</i> Miller A	2	.	3	.	2	.	.	4	2	.	.	.	3	+	2	
<i>Ulmus minor</i> Miller a	1	+	3	.	2	+	.	+	4	.	.	+	.	+	
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn. A	.	.	1	.	2	2	+	2	.	2	2	2	3	2	.	+	2	+	.	.	.	2	
Espèces lianescentes des forêts alluviales matures																											
<i>Vitis vinifera</i> L. subsp. <i>silvestris</i> (C. C. Gmel.) H	1	.	+	+	1	.	2	1	.	+	+	+	+	.	.	.	
<i>Rosa sempervirens</i> L.	+	+	+	.	2	+	+	+	+	2	1	.	1	3	+	+	1	.	+	1	+	+	.	.	.		
<i>Hedera helix</i> L. (A + a + h)	2	3	2	1	1	4	3	2	+	3	3	3	.	1	1	+	.	.	1	.	.	
<i>Clematis vitalba</i> L. A	.	+	+	.	+	1	.	.	+	
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br. subsp. <i>sepium</i>	+	+	1	.	.	.	
<i>Humulus lupulus</i> L.	+	+	
Espèces des Quercetalia ilicis																											
<i>Ruscus aculeatus</i> L.	1	+	+	+	1	+	+	2	+	
<i>Rubia peregrina</i> L. subsp. <i>longifolia</i> (Poiret) O.	.	+	+	1	1	+	3	2	1	+	1	+	.	.	.	+	
<i>Quercus ilex</i> L. subsp. <i>ilex</i> (A + a)	+	2	2	1	.	+	+	+	+	
<i>Smilax aspera</i> L.	.	.	.	1	+	.	.	1	+	+	
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	+	.	+	+	.	+	+	.	+	
<i>Quercus pubescens</i> Willd.	.	1	.	.	+	+	+	.	+	+	
<i>Viola alba</i> Besser subsp. <i>dehnhardtii</i> (Ten.) W.	+	+	+	
<i>Myrtus communis</i> L.	1	+	
<i>Carex olbiensis</i> Jord.	
Espèces des Quercetalia albae et compagnes mésohygrophiles																											
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P. Beauv.	1	+	.	.	2	.	+	2	1	2	+	1	+	+	
<i>Oenanthe pimpinelloides</i> L.	.	+	1	.	.	.	1	.	1	.	+	1	1	1	+	+	
<i>Evonymus europaeus</i> L.	.	.	+	.	.	.	+	3	+	
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	+	+	.	.	+	+	.	.	2	+	+	.	.	+	+	.	.	.	+	+	
<i>Ranunculus lanuginosus</i> L.	.	.	.	+	1	+	.	+	1	1	+	1	
<i>Cornus sanguinea</i> L.	+	.	.	1	
<i>Potentilla reptans</i> L.	+	+	
<i>Malus sylvestris</i> (L.) Mill.	+	+	
<i>Prunus spinosa</i> L.	+	+	
<i>Carex sylvatica</i> Huds. subsp. <i>sylvatica</i>	1	+	+	+	
<i>Loncomelos pyrenaicum</i> (L.) Raf.	+	+	
<i>Salix cinerea</i> L.	2	2	+	
Espèces des Populetalia albae et compagnes mésohygrophiles																											
<i>Laurus nobilis</i> L. (A+a)	2	3	3	2	.	.	+	+	+	+	.	+	.	1	.	.	
<i>Allium triquetrum</i> L.	2	1	4	3	2	1	3	3	1	1	+	
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott ou <i>Rubus</i> sp.	.	3	+	.	4	.	2	3	3	3	2	3	+	4	+	1	2	+	2	2	2	1	1	.	.	.	
<i>Carex remota</i> L.	.	.	1	2	1	+	.	.	+	+	+	+	.	1	2	2	.	.	.	+	3	3	2	.	3	3	
<i>Rumex conglomeratus</i> Murray	.	.	.	+	.	.	+	+	+	1	1	+	
<i>Carex pendula</i> Huds.	.	+	1	+	+	+	1	+	+	+	.	
<i>Rumex sanguineus</i> L.	.	+	1	.	.	.	1	+	
<i>Ranunculus ophioglossifolius</i> Vill.	.	.	.	+	+	
<i>Ranunculus repens</i> L.	1	+	
<i>Cirsium creticum</i> (Lam.) D'Urv. subsp. <i>triumfetti</i>	+	+	
<i>Eupatorium cannabinum</i> L. subsp. <i>corsicum</i> (Re)	
<i>Poa trivialis</i> L.	
<i>Aristolochia rotunda</i> L. subsp. <i>rotunda</i>	
<i>Aristolochia rotunda</i> L. subsp. <i>insularis</i> (E. Nard)	
Espèces des Alnetea glutinosae et compagnes hygrophiles																											
<i>Iris pseudacorus</i> L.	1	.	1	+	1	1	+	2	1	+	1	
<i>Equisetum telmateia</i> Ehrh.	+	1	.	.	+	
<i>Salix alba</i> L. (A+a)	1	.	.	1	+	+	.	.	+	
<i>Solanum dulcamara</i> L.	1	.	1	1	.	2	.	1	+	.	
<i>Carex riparia</i> Curtis	1	3	4	4	4	5	2	.	.	+	2	+	2	.	
<i>Lythrum salicaria</i> L.	1	+	1	
<i>Mentha aquatica</i> L.	1	3	
<i>Lycopus europaeus</i> L.	1	2	.	.	.
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	1	
<i>Oenanthe fistulosus</i> L.	2	
<i>Pulicaria dysenterica</i> (L.) Bernh.	+	
<i>Carex otrubeae</i> Podp.	+	
<i>Callitriche</i> sp.	+	
<i>Sparganium erectum</i> L.	+	
<i>Epilobium tetragonum</i> L.	+	

Espèces du faciès dunaire									
<i>Polypogon monspeliensis</i> (L.) Desf.								1 (+)	
<i>Malva</i> sp.								1	
<i>Silene flos-cuculi</i> (L.) Clairv. subsp. flos-cuculi								1 +	
<i>Samolus valerandi</i> L.								+	
<i>Atriplex</i> sp.								1	
<i>Elytrigia elongata</i> (Host) Nevski								1	
<i>Ophioglossum vulgatum</i> L.								+	
<i>Holcus lanatus</i> L.								+	
Nitrophiles et rudérales									
<i>Geranium robertianum</i> L. subsp. <i>purpureum</i> (Vill.)		3						+	
<i>Galium aparine</i> L.		+							+
<i>Prunella vulgaris</i> L.						1			+
<i>Symphoricarpon squamatum</i> (Spreng.) G. L. Nes								+	1
<i>Galium mollugo</i> L.								+	
<i>Plantago major</i> L.								+	
Autres espèces									
<i>Ballota nigra</i> L.		+				1			
<i>Galium rotundifolium</i> L.								+	
<i>Quercus robur</i> L. (a + h)								+	
<i>Equisetum arvense</i> L.								+	
<i>Trifolium pratense</i> L.								+	
<i>Melissa officinalis</i> L. subsp. <i>altissima</i> (Sm.) Arc								+	
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steudel								+	1
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.								+	
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill.								+	
<i>Bidens tripartita</i> L.									+

Espèces accidentelles 1. *Apium graveolens* L. +; 2. *Fraxinus ornus* subsp. *ornus* +, *Rumex pulcher* subsp. *pulcher* +, *Ranunculus bulbosus* L. +, *Bromus sterilis* L. +, *Carex divulsa* Stokes +; 4. *Oenanthe silaifolia* M. Bieb. +; 5. *Asplenium onopteris* L. +, *Euonymus japonicus* Thunb. +; 6. *Sambucus nigra* L. +; 7. *Allium porum* L. +; 8. *Tripolium pannonicum* (Jacq.) Dobroc. +; 9. *Carex flacca* subsp. *erythrostachys* (Hoppe) Holub +; 10. *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn +, *Luzula forsteri* (Sm.) DC. +, *Anagalis arvensis* L. +, *Hypericum perforatum* subsp. *veronense* (Schränk) Ces. +; 11. *Carex grioretii* Roem. +; 12. *Tamus communis* L. +; 14. *Rhamnus cathartica* L. 2; 16. *Oenanthe aquatica* (L.) Poiret 1, *Ficus carica* L. +; 18. *Lysimachia vulgaris* L. +, *Carex pseudocyperus* L. +, *Ranunculus sceleratus* L. +, *Festuca arundinacea* subsp. *fenas* (Lag.) Arcang. +; 19. *Juncus effusus* L. +; 20. *Salix triandra* L. +; 21. *Sonchus oleraceus* L. +, *Oenanthe* sp. 1; 23. *Polygonum salicifolium* Brouss. ex Willd. 2; 26. *Bolboschoenus* sp. +, *Trifolium pallidum* Waldst. & Kit +. **Auteurs des relevés DP** : Pauline Delbosc, TF : Thierry Fernez, CG : Christian Gauberville, JG : Jacques Gamisans, CP : Christophe Panaiotis, JR : Julie Reymann.

LAURETOSUM NOBILIS SUBASS. NOV. GAUBERVILLE & PANAIOTIS (TABLEAU 1, RELEVÉS 1 À 4)

Il se distingue de la sous-association typique par la présence importante de *Laurus nobilis* L. dans la strate arbustive et arborescente. Les espèces thermophiles des *Quercetea ilicis* sont moins abondantes que dans la variante typique. La richesse spécifique est de 16 taxons (12 à 24). Dans cette deuxième unité, le frêne oxyphyllé, ayant accès à des ressources en eau plus proches de la surface, montre des hauteurs atteignant 20 à 25 m et des troncs élancés. Ces deux syntaxons sont les plus pauvres en *vigne sauvage.

Une troisième unité (tableau 1, relevés 13 et 14) croissant en situation arrière-dunaire est très originale, en particulier par son alimentation en eau (voir *infra*). Ce faciès semble relictuel et nous n'avons pas trouvé la possibilité de faire d'autres relevés. On y trouve quelques espèces exclusives de ce faciès : *Polypogon monspeliensis* (L.) Desf., *Silene flos-cuculi* (L.) Clairv., *Samolus valerandi* L., *Elytrigia elongata* (Host) Nevski (rare ou très rare suivant la sous-espèce). De par sa position littorale, cette unité est la forme la plus thermophile de ces frênaies, marquée par la présence de *Myrtus communis* et de *Smilax aspera*, cette dernière espèce notée hors relevés.

Le *Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae* Pedrotti 1970 corr. Pedrotti 1992 (tableau 1, relevés 15 à 26).

La strate arborescente, largement dominée par le frêne oxyphyllé, a un pourcentage de recouvrement de l'ordre de 90 %. La strate arbustive est moins fournie avec un recouvrement moyen de 30 % où la moindre abondance des ronces (*Rubus* sp. *plur.*) rend la progression plus facile. Dans cette strate, le frêne oxyphyllé est également moins abondant et l'orme champêtre quasiment absent. Le recouvrement de la strate herbacée varie entre 40 et 80 % en fonction des infrasyntaxons concernés. Dans cette association, la part des espèces des *Quercetea ilicis* et des *Querceto-Fagetea* devient très faible au profit d'espèces affectionnant les sols frais, voire humides, des *Populetalia* et des *Alnetea glutinosae*. *Carex remota* a une fréquence de IV (tableau 1) et *Iris pseudacorus* est constant. Le peuplement de frêne de la strate supérieure atteint des hauteurs de 20 à 25 m et la structuration est marquée par une strate arbustive peu fournie et une abondance remarquable de la vigne sauvage qui trouve là son optimum.

Au sein de cette association, nous reconnaissons deux unités.

UNE SOUS-ASSOCIATION *TYPICUM* (TABLEAU 1, RELEVÉS 15 A 23)

C'est ici l'optimum pour la vigne sauvage tandis que le lierre (*Hedera helix*) disparaît presque complètement. Les frênes semblent avoir ici les plus fortes croissances. Le recouvrement de la strate herbacée est très variable, allant de 20 à 100 %, certaines espèces sociales ou cespiteuses pouvant prendre beaucoup de place. Cette strate est marquée par *Carex remota*, *Iris pseudacorus* ainsi que *Carex riparia* Curtis et *Mentha aquatica* L. qui peuvent parfois former des faciès. S'y ajoutent *Solanum dulcamara* L. seulement présente dans ce syntaxon, *Rumex conglomeratus*, *Carex pendula* L., *Rumex sanguineus* L. (rare) et dans une moindre mesure, *Lythrum salicaria* L.

Les espèces des *Quercetea ilicis* et des *Quercu-Fagetea* deviennent très ponctuelles ou ont totalement disparu. La richesse spécifique est de 15 taxons (12 à 20).

UNE SOUS-ASSOCIATION *ALISMETOSUM PLANTAGINIS-AQUATICAE* SUBASS. NOV. GAUBERVILLE & PANAIOTIS (TABLEAU 1, RELEVÉS 24 A 26).

Cette sous-association, caractérisée par seulement trois relevés, est néanmoins extrêmement typique. Elle est soumise à des submersions assez prolongées qui restent cependant moindres que dans le cas des aulnaies marécageuses topographiquement plus basses avec lesquelles elle est en contact.

Le recouvrement de la strate herbacée ne dépasse pas 50 %, le reste étant occupé par une litière non ou mal décomposée, noircie par la stagnation de l'eau.

À côté de *Carex remota* et d'*Iris pseudacorus* bien représentées, on note la présence

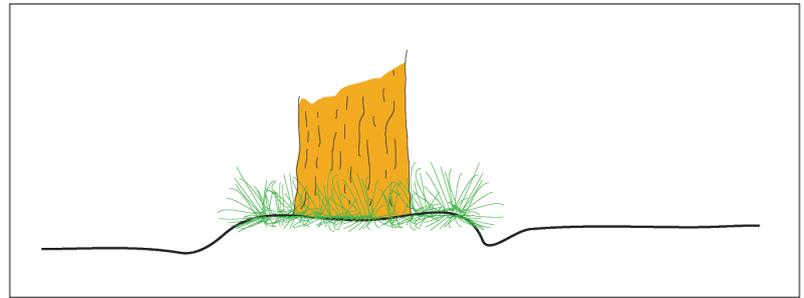


Figure 3 – Aspect d'un « manchon » de *Carex remota* dans le syntaxon le plus hygrophile.

d'espèces hygrophiles supplémentaires, *Alisma plantago-aquatica* L., *Oenanthe fistulosus* L., *Pulicaria dysenterica* (L.) Bernh., *Carex cuprina* (Heuff.) A. Kern., *Sparganium erectum* L., *Epilobium tetragonum* L. et *Callitriche* sp.

Les lianes, de même que les ronces, disparaissent complètement de ces niveaux très engorgés. Les pieds des frênes adultes sont entourés d'un « manchon » de *Carex remota*, donnant l'impression que l'arbre a poussé sur une sorte de butte, conférant à cette frênaie une physionomie très particulière (figure 3).

Cas particulier des lianes

Les lianes sont une caractéristique des forêts alluviales des lits majeurs des grands fleuves du domaine médioeuropéen (Schnitzler 2007) et également du domaine méditerranéen comme l'ont montré Arnold *et al.* (1998), Arnold (2002) et Schnitzler & Arnold (2010). Le même constat peut être fait dans les forêts de frêne oxyphylle des lits majeurs des fleuves côtiers corses. Trois espèces sont abondantes (*Hedera helix*, **Vitis vinifera* subsp. *sylvestris*, *Rosa sempervirens*) et deux autres (*Humulus*

Tableau 2 – Fréquence observée des principales espèces de lianes dans les différents syntaxons (++ : très fréquent ; + : fréquent ; r : rare ; Ø : absent).

	<i>Rubio peregrinae-Fraxinetum</i>			<i>Carici remotae-Fraxinetum</i>	
	<i>lauretosum nobilis</i>	<i>typicum</i>	faciès dunaire (trop peu de relevés)	<i>typicum</i>	<i>alismetosum plantaginis-aquaticae</i>
<i>Hedera helix</i>	++	++	-	r	Ø
<i>Rosa sempervirens</i>	++	++	-	+	Ø
<i>Vitis vinifera</i> subsp. <i>sylvestris</i>	r	r	-	+	Ø

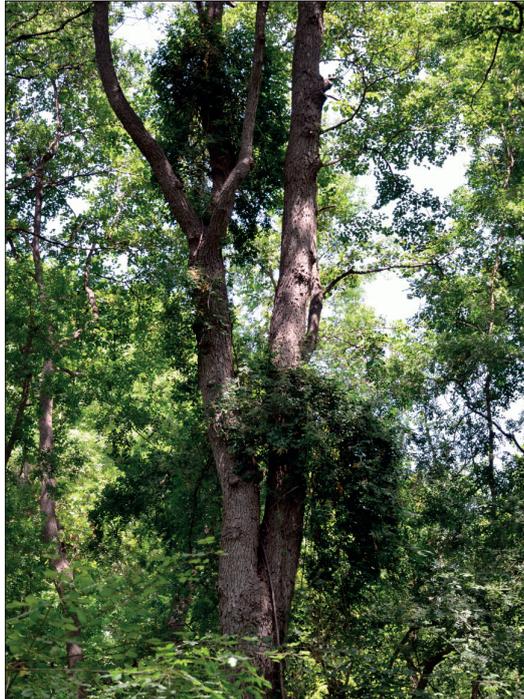


Figure 4 – Boules de *Rosa sempervirens* à mi-hauteur d'un frêne oxyphylle.

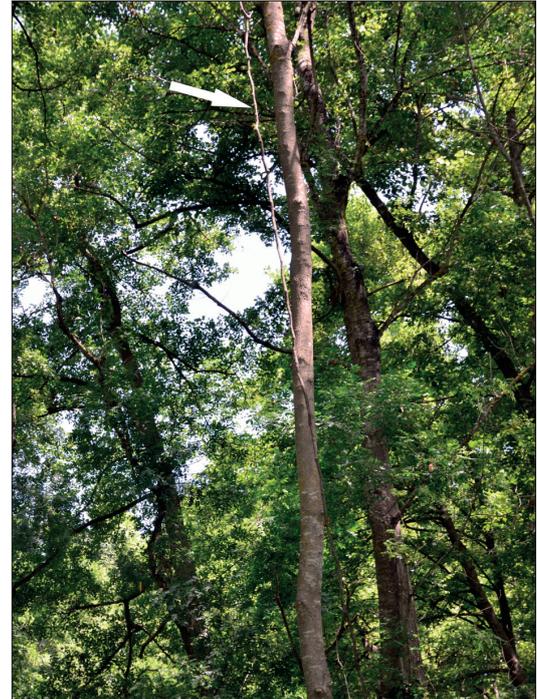


Figure 5 – Tige de vigne sauvage (flèche blanche).

lupulus L. et *Calystegia sepium* (L.) R. Br.) sont un peu plus rares au regard de leur répartition connue. Il est possible que la position en lisière leur soit plus favorable qu'à l'intérieur des peuplements.

Les trois premières espèces, toutes favorisées par la très bonne alimentation en eau des stations étudiées, présentent cependant des différences d'autécologie, en particulier vis-à-vis de l'engorgement ainsi que des stratégies de développement différentes au sein des peuplements (tableau 2).

Elles sont absentes dans la sous-association *alismetosum plantaginis-aquaticae*, en relation avec l'engorgement prononcé (présence d'anmoor), voire l'engorgement temporaire jusqu'à début juin que ces espèces redoutent.

Rosa sempervirens est la plus ubiquiste tout en montrant de faibles coefficients d'abondance/dominance ; elle se comporte comme une espèce de demi-lumière, se montrant plus volontiers dans les ouvertures de la canopée. Elle utilise alors la lumière oblique pour former une ou deux énormes touffes espacées de quelques mètres au niveau du tiers médian des frênes (figure 4).

Hedera helix est une espèce plus mésophile montrant une fréquence et une abondance plus importantes dans les stations du *Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae*. C'est

une espèce à large amplitude vis-à-vis de la lumière qui croît de façon différente de la précédente. Attachée au support par des crampons, elle colonise l'ensemble de l'arbre, recouvrant des surfaces considérables par ses manchons continus, de la base du tronc jusque dans le houppier. Capable de vivre sous une faible lumière dans le tiers inférieur de l'arbre, elle fleurit et fructifie abondamment en pleine lumière dans le houppier et produit une biomasse très importante.

**Vitis vinifera* subsp. *silvestris* montre son optimum dans le *Carici remotae-Fraxinetum typicum*. En ce sens, c'est une espèce mésohygrophile qui préfère les sols frais mais que l'engorgement fait disparaître. De jeunes pieds ont été observés à plusieurs reprises. C'est une espèce de pleine lumière qui, une fois arrivée en haut de l'arbre, étale son feuillage en draperie sur les flancs des houppiers. Elle se repère du premier coup d'œil par sa tige nue partant à la conquête de la lumière, comme pendante, isolée au milieu des peuplements (figure 5).

Ces trois espèces se partagent ainsi les ressources en lumière dans une strate supplémentaire, suspendue aux structures des grands arbres du peuplement. À celles-ci s'ajoutent *Clematis vitalba* sporadique dans tous les syntaxons, *Calystegia sepium* et *Humulus lupulus*, espèce absente du *Rubio*

peregrinae-Fraxinetum (milieu trop méso-ophile) et sporadique dans le *Carici remotae-Fraxinetum*. Enfin, *Solanum dulcamara*, autre espèce lianescente, est seulement présente dans le *Carici remotae-Fraxinetum typicum*.

Nous retrouvons ici les traits de vie décrits par Schnitzler & Arnold (2010) : *Hedera helix*, feuillage sclérophylle, grimpe par des racines adventives ; *Rosa sempervirens*, feuillage sclérophylle, grimpe en appui, par des crochets ; *Vitis vinifera*, *Clematis vitalba*, *Calystegia sepium*, *Humulus lupulus* et *Solanum dulcamara*, feuillages décidus, grimpent à l'aide de vrilles. Toutes ces espèces ajoutent des éléments originaux à la structuration verticale et à la complexité de ces groupements forestiers alluviaux.

Dans leur synthèse sur les frênaies alluviales du Var et de l'Hérault, Bensettiti & Barbéro (2009) notent que les formations à frêne oxyphylle de ces deux départements sont pauvres en lianes, attribuant le fait à des peuplements de reconquête encore jeunes. Nous partageons cet avis et estimons que les formations corses montrent, au contraire, des caractéristiques de maturité, en particulier par la présence d'un cortège conséquent de lianes bien développées.

Synécologie

Nous avons pu observer que tous les peuplements avaient accès à des ressources en eau apportées par les horizons argileux dans lesquels se sont développés les sols et globalement, les syntaxons observés se répartissent selon un gradient d'engorgement des horizons supérieurs (figure 6).

Le *Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae typicum* est installé sur les parties les plus hautes des terrasses (e_1), mais aussi sur des

raccords légèrement pentus (e_2) faisant le lien entre les niveaux les plus hauts du lit majeur et les terrasses supérieures dont la base, éboulue, est venue apposer un masque de matériaux supplémentaires. Ces positions topographiques engendrent un horizon supérieur parfaitement drainé, sans hydromorphie et en conséquence, la présence d'espèces thermophiles des groupements périphériques méso-méditerranéens (figure 6).

Les humus sont de forme oligomull à mésomull, les pH de 5 à 6,5. Les textures sont d'abord limono-sableuses, limono-argileuses sur 35 cm en moyenne (20 à 50 cm) puis franchement argileuses ; de rares horizons caillouteux vers 50 cm montrent la faible hétérogénéité de ces alluvions argileuses. La végétation ligneuse a donc accès à un horizon supérieur sain et à une réserve utile importante dans les horizons profonds. C'est un syntaxon mésophile à xérocline.

Le *Rubio peregrinae-Fraxinetum lauretosum nobilis* (a) s'installe sur des topographies planes dans les niveaux supérieurs des lits majeurs. L'horizon supérieur est généralement assez court et bien drainé ; les horizons inférieurs argileux apportant la ressource en eau sont plus facilement atteignables que dans la variante typique. C'est un syntaxon mésophile.

Les caractéristiques stationnelles du faciès dunaire sont originales. Situées directement à l'arrière de la dune ou à la périphérie d'un marais arrière-dunaire, les frênaies bénéficient d'une alimentation en eau particulière. Les deux cas étudiés montrent un horizon de sable ou de sable grossier délavé entre 20 et 60 cm de profondeur, niveau de circulation d'une nappe d'eau douce. Cet horizon repose sur une argile lourde grise, présentant de nombreuses taches d'oxydation, sèche dans

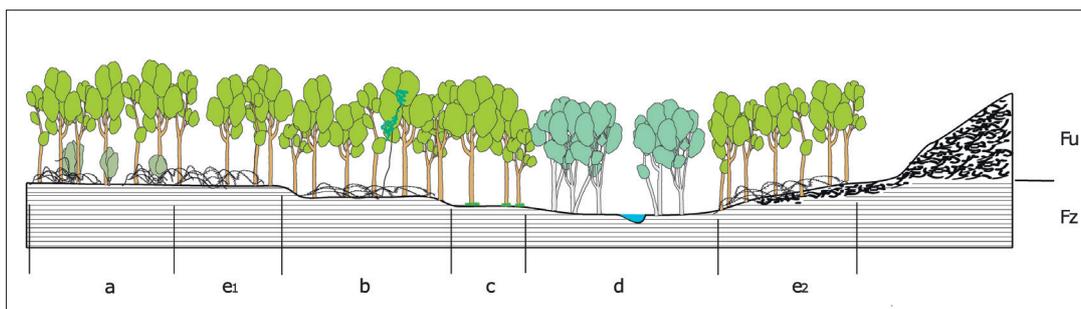


Figure 6 – (a) *Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae lauretosum nobilis*, (b) *Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae typicum*, (c) *Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae alismetosum plantaginis-aquaticae*, (d) Diverses aulnaies marécageuses, (e1, e2) *Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae typicum* ; Fz, Fu, terrasses quaternaires.

la masse en profondeur et faisant plancher. Le haut du profil est sableux à limono-sableux, l'horizon de surface est noirâtre, très organique. L'humus est un hydromull ; le pH est de 5.

Le *Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae typicum* (b) est installé sur des niveaux de terrasses un peu plus basses que pour le *Rubio peregrinae-Fraxinetum*. Conséquemment l'engorgement arrive plus près de la surface et l'eau reste probablement un peu plus longtemps. L'hydromorphie est visible dès les premiers centimètres sous forme de petites taches d'oxydation et se renforce vers 20 à 30 cm. La texture de surface est limono-sableuse, argilo-sableuse voire directement argileuse. Elle passe vers 20 à 30 cm à une argile lourde. Un horizon de gley peut être observé vers 35 cm. L'humus est un mésomull, un hydromull, plus rarement un anmoor. Le pH varie de 5,5 à 6,5. La réserve utile est forte.

Le *Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae alismetosum plantaginis-aquaticae* (c) correspond aux sols les plus engorgés que peut apparemment supporter le frêne oxyphylle, au-delà c'est l'aulne glutineux qui prend le relai. Il y a généralement une petite lame d'eau qui perdure jusqu'au début de juin (observation 2016) qui réprime l'expression de la strate herbacée. Après disparition de cette eau, on observe une litière non décomposée, noirâtre à brunâtre. Le haut du profil (0-15/20 cm) est argilo-limoneux à limono-argileux. La texture passe ensuite à de l'argile lourde. L'engorgement est marqué par des taches d'oxydation sur tout le profil. L'humus est un anmoor ou un hydromull. Le pH est de 5 à 5,5 dans les horizons de surface, de 6,5 dans l'argile en profondeur. La réserve utile est forte.

Syndynamique

Le frêne oxyphylle est une espèce pionnière nomade anémochore (Rameau *et al.* 2008). La dissémination des samares s'effectue de l'hiver au début du printemps essentiellement sous l'effet du vent.

Nous avons pu observer deux voies de la dynamique forestière qui mènent à des peuplements de frêne oxyphylle.

Le système ourlet herbacé/manteau forestier

Cette dynamique a été observée sur les lisières de plusieurs variations : la flore d'un ourlet a été observée en périphérie d'un individu du *Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae alismetosum* (Testaccia - Linguizzetta) ; le relevé forestier se situe en contrebas d'une prairie sur pente assez forte $\approx 30\%$, en terrain plat sur la terrasse Fz. L'ourlet est enserré entre un roncier (manteau très mal exprimé où il n'a pas été fait de relevé) et le versant sud, plus sec (tableau 3, figure 7).

Dans cette autre variation, les végétations (ourlet et manteau) sont observées au niveau d'un individu du *Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae typicum* à Pinia et à Ghisonaccia (tableaux 4 et 5, figure 8). Les manteaux sont dominés par les espèces du genre *Rubus* en lien avec les fortes disponibilités en eau, formant des ronciers denses de 2 à 3 m de haut. Le frêne oxyphylle émerge directement des ronciers.

Tableau 3 – Végétations observées au niveau d'un individu du *Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae alismetosum*.

Relevé du 16/06/2016	
Surface (m ²)	8
Recouvrement (%)	100
<i>Oenanthe pimpinelloides</i>	2
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	2
<i>Agrostis sp.</i>	2
<i>Daucus carota</i>	1
<i>Rubus sp.</i>	1
<i>Dittrichia viscosa</i>	1
<i>Phalaris aquatica</i>	1
<i>Knautia integrifolia</i>	+
<i>Hypericum perforatum</i>	+
<i>Carex flacca</i>	+
<i>Lotus corniculatus</i>	+
<i>Briza minor</i>	+
<i>Trifolium pratense</i>	+
<i>Salix cinerea</i>	+
<i>Galium molugo</i>	+
<i>Plantago lanceolata</i>	+
<i>Gaudinia fragilis</i>	+
<i>Sanguisorba minor</i>	+
<i>Centaureum erythraea</i>	+
<i>Cistus monspeliensis</i>	+
<i>Luzula multiflora</i>	+
<i>Calendula arvensis</i>	+
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	+

La colonisation directe, de type manteau dynamique « éclaté » (Géhu 2006), après abandon d'une utilisation agricole ou pastorale

Dans ce type de dynamique, le frêne oxyphylle, espèce post-pionnière nomade, est à même de coloniser en plein un espace agricole (par exemple une prairie) par l'installation d'individus seuls ou en îlots qui vont, petit à petit, former un peuplement. Nous avons pu observer une reconquête de prairie où les frênes avaient 2 à 5 m de haut avec un recouvrement de 50 à 100 % suivant les endroits.

Ce même phénomène est à l'origine d'un peuplement plus âgé, complet, d'une quinzaine de mètres de hauteur, observé près de Pinia où nous n'avons pas fait de relevé.

Ces stades intermédiaires de la dynamique forestière seront à compléter dans une optique de connaissance fine des séries de végétation et de leur cartographie. Il est cependant difficile de trouver ces formations bien exprimées (en particulier les ourlets) tant elles sont rares et souvent contraintes par les surfaces cultivées ou les chemins d'exploitation.

Enfin, il faut remarquer qu'au sein de ces forêts il n'y a pas de dryades ou toute autre espèce capable de pousser plus avant le développement de la dynamique forestière. *Quercus robur* qui pourrait faire partie de ce cortège n'est relayé, en Corse, qu'au stade très relictuel (Reille 1975 ; Gamisans 1991). Le frêne oxyphylle est donc l'espèce de la phase de maturité et la tête de série au sens symphytosociologique.

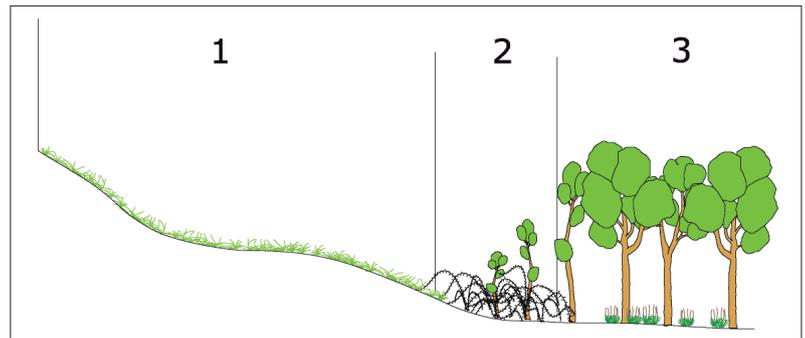


Figure 7 – 1 : pré, 2 : ourlet et manteau, 3 : *Carici remotae-Fraxinetum*.

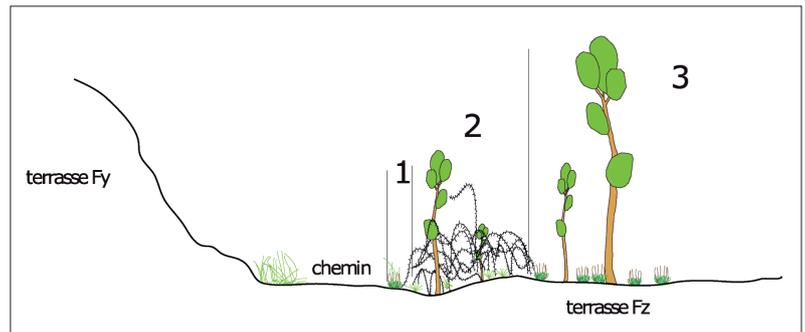


Figure 8 – La colonisation frontale est ici réprimée par un chemin d'exploitation - 1 : ourlet, 2 : manteau (roncier), 3 : coupe forestière.

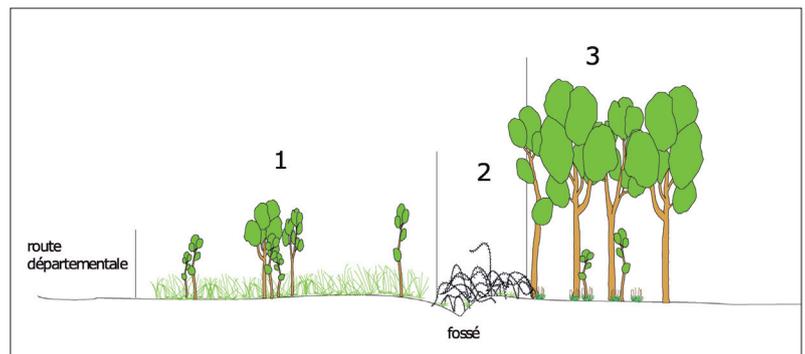


Figure 9 – Les semis de frêne forme des taches qui s'agrandissent de proche en proche et déstructurent la prairie, arrivant petit à petit à former un peuplement plein par coalescence des noyaux.

Tableau 4 – Ourlet en périphérie d'un individu du *Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae typicum*

Relevé du 22/06/2016	
Surface (m ²)	5
Recouvrement (%)	90
<i>Oenanthe pimpinelloides</i>	1
<i>Daucus carota</i>	1
<i>Holcus lanatus</i>	1
<i>Potentilla reptans</i>	1
<i>Rubus</i> sp.	1
<i>Prunella vulgaris</i>	1
<i>Geranium robertianum</i>	+
<i>Hypericum perforatum</i>	+
<i>Knautia integrifolia</i>	+
<i>Juncus effusus</i>	+
<i>Carex olbiensis</i>	+
<i>Pulicaria dysenterica</i>	+
<i>Lythrum hyssopifolia</i>	+

Tableau 5 – Manteaux en périphérie d'un individu du *Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae typicum*

Relevés des 22 et 23/06/2016			
Surface (m ²)	40	80	
Recouvrement (%)	100	100	
a1	<i>Fraxinus angustifolia</i>	2	1
	<i>Quercus pubescens</i>	.	1
a2	<i>Rubus</i> sp.	5	5
	<i>Pteridium aquilinum</i>	.	1
	<i>Crataegus monogyna</i>	.	+
	<i>Myrtus communis</i>	.	+
	<i>Quercus ilex</i>	.	+
	<i>Prunus spinosa</i>	.	+

Tableau 6 – Prairie en cours de colonisation directe par le frêne oxyphylle (P. Delbosc, Mignataja, Prunelli-di-Fium'Orbu, relevé de 2016)

Relevé du 20/06/2016	
Recouvrement (%)	100
Surface (m ²)	10
<i>Potentilla reptans</i>	3
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	2
<i>Calystegia sepium</i>	2
<i>Carex remota</i>	2
<i>Juncus conglomeratus</i>	2
<i>Carex otrubae</i>	1
<i>Dactylis glomerata</i>	1
<i>Holcus lanatus</i>	1
<i>Juncus effusus</i>	1
<i>Poa trivialis</i>	1
<i>Rumex crispus</i>	1
<i>Bromus sp.</i>	+
<i>Carex distans</i>	+
<i>Cyperus longus</i>	+
<i>Mentha suaveolens</i>	+
<i>Oenanthe pimpinelloides</i>	+
<i>Rubus sp.</i>	+
<i>Trifolium pratense</i>	+
<i>Ditrichia viscosa</i>	r
<i>Galium elongatum</i>	r
<i>Linum bienne</i>	r

Synchorologie

Ces frênaies oxyphylles sont extrêmement localisées. Les plus étendues se trouvent dans les basses vallées de la Bravona et du Fium'Orbu. Il n'est pas exclu qu'il puisse s'en trouver quelques petites taches en basses vallées du Golu et du Tavignanu qui auraient échappé à nos prospections.

On trouve également quelques petits, voire micro-peuplements, d'un faciès particulier en arrière du cordon dunaire entre Migliacciaru et Vix. Globalement, il s'agit de groupements extrêmement rares, localisés en Plaine orientale, dont la surface totale ne dépasse pas la vingtaine d'hectares.

Rattachement phytosociologique

Des comparaisons ont été effectuées avec les travaux de différents auteurs espagnols et italiens. La synthèse effectuée par Bensettiti & Barbéro (2009) met en évidence de fortes

affinités avec des formations étudiées en Italie, au contraire des formations espagnoles et portugaises très éloignées des nôtres.

Le tableau 7 (numéros de colonnes en chiffres romains) permet la comparaison avec différents syntaxons et leur rattachement éventuel. La colonne V de ce tableau (relevés 1 à 12 du tableau 1) montre beaucoup de points communs avec le *Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae* publié par Biondi & Allegrezza en 2004 (colonne IV), au moins pour sa partie *typicum*. La comparaison de la colonne V avec les colonnes III (*Lauro nobilis-Fraxinetum oxycarpae* Pedrotti & Gafta 1992 relevé type) et IV (*Rubio peregrinae-Fraxinetosum oxycarpae* Biondi & Allegrezza, 2004) montre un lot important d'espèces communes qui caractérisent les relevés corses et italiens, que ce soient les relevés de Pedrotti & Gafta 1992 ou les deux relevés présentés par Biondi & Allegrezza (2004) : *Fraxinus angustifolia* subsp. *oxycarpa*, *Rosa sempervirens*, *Rubia peregrina*, *Ruscus aculeatus*, *Smilax aspera* et plusieurs espèces des *Quercus-Fagetea*. Nous proposons donc le rattachement de ces relevés au *Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae* Biondi & Allegrezza (2004).

Il faut noter que cette association inclut le *Lauro nobilis-Fraxinetum oxycarpae* Pedrotti & Gafta 1992, nom. ill., ce syntaxon étant déjà été utilisé antérieurement par Kárpati & Kárpati (1961) pour une association albanaise.

Le cas de la colonne II est plus complexe. La présence de *Laurus nobilis* dans les strates arborescente et arbustive oblige à regarder le *Lauro nobilis-Fraxinetum oxycarpae* de Kárpati & Kárpati (1961). On y note bien des espèces communes à fort coefficient comme *Fraxinus angustifolia* subsp. *oxycarpa*, *Hedera helix*, *Brachypodium sylvaticum*, *Laurus nobilis* ou encore *Carex remota* mais un lot bien plus important d'espèces, notamment des *Quercus-Fagetea* (*Acer campestre* L., *Quercus robur* L., *Geum urbanum* L.), présentes en Albanie et absentes de Corse ; *a contrario*, aucune espèce méditerranéenne comme *Quercus ilex*, *Rubia peregrina* et *Ruscus aculeatus* L. bien représentées en Corse n'est présente dans les relevés albanais.

Cette association apparaît donc bien plus médioeuropéenne que méditerranéenne et nous ne pouvons donc pas y rattacher nos relevés corses. Au regard de la proximité floristique et écologique avec les relevés du *Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae*, nous proposons d'en faire une sous-association

Tableau 7 – Comparaison des syntaxons proposés en fonction des données bibliographiques.

	Lauro-Fraxinetum - Karpati & Karpati 1961	Rubio peregrinae-Fraxinetum lauretosum subass. nov.	Lauro nobilis-Fraxinetum oxycarpae - Pedrotti & Gafta 1992 relevé type	Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae - Biondi & Allegrezza 2004	Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae typicum	Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae, faciès dense	Carici remotae-Fraxinetum - Pedrotti 1970 corr. 1992 in Brullo & Spampinato 1999	Carici remotae-Fraxinetum - Pedrotti & Cortini Pedrotti 1976 in Brullo & Spampinato 1999	Carici remotae-Fraxinetum typicum	Carici remotae-Fraxinetum alismetosum plantaginifoliae-aquaticae subass. nov.	Carici remotae-Fraxinetum Arrigoni 1980 in Brullo & Spampinato 1999	Carici remotae-Fraxinetum Gallini ex al. 1986 in Brullo & Spampinato 1999	Carici remotae-Fraxinetum Gêhu & Biondi 1989 in Brullo & Spampinato 1999	Carici remotae-Fraxinetum Conti & Pirone 1992 in Brullo & Spampinato 1999
Numéros	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XII	XIII	XIV	XV
Nombre de relevés	5	4	1	2	8	2	5	17	9	3	9	8	4	10
Espèces ligneuses structurantes														
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl subsp. <i>oxycarpa</i> (Willd.) P.	V	V	4	2	V	2	V	V	V	3	V	V	4	V
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl subsp. <i>oxycarpa</i> (Willd.) P.		III	1		IV	1			V	2				
<i>Ulmus minor</i> Miller A		III	+	1	II	2	V	IV	I		II	V	4	V
<i>Ulmus minor</i> Miller a		IV			II				I	2				
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn. A		II			IV				IV		V	V		
Espèces lianescentes des forêts alluviales matures														
<i>Vitis vinifera</i> L. subsp. <i>sylvestris</i> (C. C. Gme.) Hegi		III		+	II	1		III	IV					3
<i>Rosa sempervirens</i> L.		III	IV	+	2	V	2		IV					
<i>Hedera helix</i> L. (A + a + h)	V	V	3	2	V	1	IV	V	II		I	V	1	V
<i>Clematis vitalba</i> L. A		II			II		I	I	I			II		I
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br. subsp. <i>sepium</i>	IV								II					
<i>Humulus lupulus</i> L.								I	I					
Espèces des Quercetalia ilicis														
<i>Ruscus aculeatus</i> L.	V	IV	1	2	V				I					
<i>Rubia peregrina</i> L. subsp. <i>longifolia</i> (Poiret) O. Bolos		V	+	2	II	2			I					
<i>Smilax aspera</i> L.	IV		1	2	V					1				
<i>Quercus ilex</i> L. subsp. <i>ilex</i> (A + a)		II			III									
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	III		+	2	III	1								
<i>Quercus pubescens</i> Willd.		II			II	1			I					
<i>Viola alba</i> Besser subsp. <i>dehnhardtii</i> (Ten.) W. Becker					2	II								
<i>Carex olbiensis</i> Jord.					I									
Espèces des Quercetalia Fagetea														
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P. Beauv.	IV	III	+	2	V	2	III	IV				II		I
<i>Tamus communis</i> L.		III	1	2	I			IV						II
<i>Oenanthe pimpinelloides</i> L.		III			III	2			I					
<i>Evonymus europaeus</i> L.		II	+	2	II			IV	I					III
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	II	III	+	2	IV	1			II					
<i>Ranunculus lanuginosus</i> L.		II	1	1	IV		V	V	I					II
<i>Cornus sanguinea</i> L.				2	II		III	III				II	3	V
<i>Potentilla reptans</i> L.					II									

d'engorgement des sols étant suffisamment prononcés pour empêcher leur installation. De nombreux auteurs ont montré le caractère intrazonal de la végétation alluviale ou ripariale méditerranéenne par la dominance ou l'hyperdominance des éléments médioeuropéens : « la permanence de l'eau tout au long de l'année représente le facteur majeur puisqu'elle permet à la végétation de prospérer durant la saison chaude et théoriquement sèche, caractéristique du climat méditerranéen » (Quézel & Médail 2003). C'est là une différence majeure avec les relevés du *Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae*.

Nous avons effectué une comparaison avec les relevés publiés par Pedrotti (1970), Pedrotti & Cortini (1978), ainsi qu'avec plusieurs publications de relevés du *Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae* reprises par Brullo & Spampinato en 1999 (colonnes XII, XIII, XIV et XV).

Les relevés corses (relevés 15 à 26 du tableau 1, colonne IX, tableau 2) apparaissent proches du *Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae* Pedrotti 1970 corr. 1992. Des relevés publiés par Pedrotti & Cortini Pedrotti en 1978 (colonne VIII) en sont encore plus proches.

Outre *Fraxinus angustifolia* subsp. *oxycarpa*, les colonnes VII, VIII et IX montrent les espèces communes suivantes : *Hedera helix*, **Vitis vinifera* subsp. *silvestris*, *Carex remota*, *Solanum dulcamara* et, moins fréquentes en Corse, *Ulmus minor*, *Ranunculus lanuginosus*, *Carex pendula* et *Rumex sanguineus*.

Les relevés italiens sont plus marqués par les espèces mésophiles des *Querco-Fagetea* (*Cornus sanguinea* L., *Acer campestre*, *Quercus robur*), ceux de Corse apparaissent plus frais (*Iris pseudacorus*, *Carex riparia*), les espèces mésohygrophiles des *Populenalia albae* s'équilibrant tout en n'étant pas systématiquement les mêmes. Comme dans le cas du *Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae*, il semble y avoir un effet continentalité/insularité, légèrement moins marqué ici. Nous proposons le rattachement de nos relevés à l'association du *Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae* Pedrotti 1970 corr. 1992, en précisant la variation géographique « race mésohygrophile de Corse ».

Les relevés 24, 25 et 26 appartiennent à cette même association mais nous avons vu qu'ils présentaient néanmoins la particularité d'une plus forte hydromorphie, floristiquement traduite par quelques espèces hygrophiles non

présentes dans la variation typique (*Alisma plantago-aquatica*, *Oenanthe fistulosus*, *Pulicaria dysenterica*, *Carex otrubae*). Cette variation constante des conditions de station liée à la physionomie très particulière évoquée *supra* justifie de placer ces relevés dans une sous-association. Nous proposons la sous-association *alismetosum plantaginis-aquaticae* Gauberville & Panaiotis *subass. nov.* *Holotypus nominis* : tableau 1, relevé 25, Gauberville et Panaiotis, 16 juin 2016.

Place dans le synsystème (Prodrome des végétations de France, PVF2)

Les auteurs italiens, espagnols et français s'accordent pour placer ces formations à frêne oxyphylle dans l'ordre des *Populetaliae albae* Br.-Bl. ex Tchou 1948, alliance du *Carici remotae-Fraxinion oxycarpae* Pedrotti ex Pedrotti, Biondi, Allegrezza & Casavecchia in Biondi, Allegrezza, Casavecchia, Galdenzi, Gasparri, Pesaresi, Vagge & Blasi 2014 (Biondi *et al.* 2014).

C'est dans la sous-alliance du *Fraxino angustifoliae-Ulmenion minoris* (Pedrotti 1970) Rivas-Martínez 1975 que doivent se placer les groupements corses décrits dans cette synthèse. En effet, cette sous-alliance correspond à un ensemble de végétations éloignées des cours d'eau, occupant les alluvions de leurs lits majeurs. C'est exactement le cas des formations à frêne oxyphylle de la Plaine orientale et, en ce sens, ces formations et leur sous-alliance correspondent à un vicariant méditerranéen de l'*Ulmenion minoris* médioeuropéen.

En revanche, nous ne suivons pas l'avis de Rivas-Martínez *et al.* (2001 ; 2002) suivi par Biondi *et al.* (2014) qui placent les *Populetalia albae* dans la classe des *Salici purpurea-Populetea nigrae* (Rivas-Martínez & Cantó ex Rivas-Martínez, Báscones, Díaz, Fernández-González & Loidi, Rivas-Martínez & Cantó in Rivas-Martínez *et al.*, 2002), ensemble hétérogène regroupant des forêts riveraines et des saulaies arbustives, position non retenue dans la déclinaison de ces classes pour la France (Prodrome des végétations de France – PVF2, à paraître).

Constatant que les groupements des *Populetalia albae* sont majoritairement composés de bois durs, nous préférons placer ces formations dans les *Querco-Fagetea* Br.-Bl. & Vlieger in Vlieger 1937.

Synsystème phytosociologique proposé

Classe des *Quercu-Fagetea* Br.-Bl. & Vlieger in Vlieger 1937

Ordre des *Populetaliae albae* Br.-Bl. ex Tchou 1948

Alliance du *Fraxinion angustifoliae* (Pedrotti 1970) Rivas-Martínez 1975.

Sous-alliance du *Fraxino angustifoliae-Ulmenion minoris* (Pedrotti 1970) Rivas-Martínez 1975

1. *Rubio peregrinae-Fraxinetum oxycarpae* Biondi & Allegrezza 2004

– *typicum*

– sous-association *lauretosum nobilis* Gauberville & Panaiotis *subass. nov.*

2. *Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae* Pedrotti 1970 corr. Pedrotti 1992

– *typicum*

– sous-association *alismetosum plantaginis-aquaticae* Gauberville & Panaiotis *subass. nov.*

Discussion

Ce travail confirme la présence de l'habitat à frênaies oxyphylles dans la Plaine orientale corse (Natura 2000 : 91B0 ; Corine biotopes : 44.63 ; Paléarctique : 41.86 ; EUNIS : G1.334). Comme l'ont montré Bensettiti & Barbéro (2009), ces forêts des lits majeurs sont éligibles à la Directive « Habitats-Faune-Flore » au titre de l'habitat 91B0 (EC, 2013), nommé « Frênaies thermophiles de *Fraxinus angustifolia* », type d'habitat d'intérêt communautaire, ici de l'étage mésoméditerranéen de Corse installées au niveau des lits majeurs des grands fleuves côtiers. Elles viennent compléter les sites inventoriés précédemment par ces auteurs dans le Var et l'Hérault et les Bouches-du-Rhône.

Lors du colloque de phytosociologie dédié aux forêts alluviales européennes, Yon (1984) précisait la vulnérabilité de ces types forestiers dont les surfaces avaient considérablement diminué depuis le début de l'ère industrielle, voire avant en région méditerranéenne.

Outre le statut d'habitat d'intérêt communautaire, les frênaies oxyphylles de la Plaine orientale sont d'un intérêt majeur pour la Corse. On peut penser qu'elles ont constitué la majorité des grands boisements présents au

niveau des alluvions avant les défrichements consécutifs aux implantations humaines. Il s'y mêlait probablement le chêne pédonculé, dont parle Gamisans (1991) citant Reille : « Comme le montrent les données historiques (Reille, comm. orale), la Plaine orientale de la Corse était, avant que l'influence humaine ne devienne importante, le domaine des chênaies caducifoliées et des bois mixtes mésophiles » et dont il ne reste aujourd'hui que quelques rares individus ou quelques bosquets.

C'est aussi, et ce n'est pas le moindre des intérêts de ces formations, un refuge pour des populations d'orme champêtre apparemment indemnes de Graphiose (*Ophiostoma novo-ulmi* - Brasier 1991) dans les sites étudiés, dont les habitats sont parmi les plus rares et les plus menacés de l'Europe de l'Ouest. La Graphiose, véhiculée par un scolyte, est le fait d'un champignon dont le mycélium vient boucher le système vasculaire de l'arbre entraînant l'arrêt de l'alimentation en eau et le dessèchement des branches (Nageleisen *et al.* 2010). En Corse, des attaques récentes ont eu lieu en 2012, 2013 et 2014 principalement dans la partie sud-ouest de l'île ; on l'observe dans les haies, le long des voies de communication et près des habitations. L'absence de signalement depuis est le signe que les symptômes ont été probablement moins forts (Département Santé des forêts, pôle sud-est, comm. orale 2017) mais la maladie subsiste (observations personnelles de juin 2017).

Les ormes qui croissent au sein des formations alluviales sont sans doute protégés par la barrière que procurent les peuplements de frênes vis-à-vis des déplacements du scolyte, agent de la dissémination de la maladie.

Conclusion

Ce travail de prospection et d'analyse des frênaies oxyphylles a permis de valider la présence de l'habitat 91B0 en Corse. Ces végétations sont uniquement présentes dans la Plaine orientale et n'avaient pas été décrites à ce jour. L'analyse phytosociologique a montré que ces groupements végétaux sont à rattacher à deux associations existantes, décrites initialement en Italie et récemment découvertes en France continentale, notamment en Languedoc-Roussillon (Bensettiti & Barbéro, 2009). Nos relevés ont, de plus, permis de préciser la variabilité régionale par la description de deux sous-associations.

Par ailleurs, nos recherches ont montré que ces formations végétales ne représentent qu'une surface minime, au plus une vingtaine d'hectares, et qu'elles restent extrêmement fragiles.

Ces frênaies résiduelles, concernées par la Directive « Habitats-Faune-Flore », derniers témoins de la végétation postglaciaire de la Plaine orientale doivent faire l'objet d'une attention particulière. Ainsi, le faciès dunaire (mais pas seulement) du *Rubio peregrinae-Fraxinetum angustifoliae*, qui est au bord de la disparition, mérite un plan de conservation à mettre en œuvre de concert avec les propriétaires concernés.

Remerciements

Nous tenons à remercier Laetitia Hugot, directrice du Conservatoire botanique national de Corse, pour les facilités accordées pour la réalisation de ce travail ainsi que Carine Simonjean. De même, Fabrice Torre pour la recherche de sites et Farid Bensettiti pour les recherches bibliographiques et les riches discussions synonymes.

Nous remercions tout particulièrement Gérard Serpentine pour nous avoir donné la possibilité de parcourir sa propriété, riche en frênes oxyphylles, ainsi que Florian Galinat du Centre régional de la propriété forestière de Corse. Ce travail a été réalisé dans le cadre du programme « CarHAB » du MTES et nous remercions vivement Arnault Lalanne pour son intérêt pour les travaux phytosociologiques. Les commentaires du relecteur nous ont permis d'améliorer cet article ainsi que ceux d'Élise Buisson pour la partie traduite en anglais, qu'ils en soient remerciés.

Bibliographie

Arnold C., 2002. Écologie de la vigne sauvage (*Vitis vinifera* L. ssp. *silvestris* (Gmelin) dans les forêts alluviales et colluviales d'Europe. *Geobotanica Helvetica* 76 : 1-256.

Arnold C., Gillet F. & Gobat J.-M., 1998. Situation de la vigne sauvage *Vitis vinifera* ssp. *silvestris* en Europe. *Vitis* 37 (4) : 159-170.

Bensettiti F. & Barbéro M., 2009. *Les frênaies thermophiles à Fraxinus angustifolia, un habitat d'intérêt communautaire (UE 91B0) du sud de la France. Présentation et synthèse à l'échelle du domaine méditerranéen*. Rapport SPN 2009/06, MNHN-DEGB-SPN, Paris, 48 p.

Biondi E. & Allegranza M., 2004. *Lettura e modellizzazione sinfitosociologica del paesaggio vegetale del bacino del fosso della selva. I quaderni della Selva*. Second Vo. Edit. Bot. Gard. Cent. Inter. Serv. Marche Polyt., Univ. Ancona, 79 p.

Biondi E., Blasi C., Allegranza M., Anzellotti I., Azzella M.M., Carli E., Casavecchia S., Copiz R., Delvicop E., Facioni L., Galdenzi D., Gasparri R., Lasen C., Pesaresi S., Poldini L., Sburlino G., Taffetani F., Vagge I., Zitti S. & Zivkovic L., 2014. Plant communities of Italy: The vegetation Prodrome. *Plant Biosystems* 148 (4): 728-814.

Bureau des ressources géologiques et minières (BRGM), 1976. *Carte géologique n° 1119 au 1/50 000, Ghisonaccia*. Carte + notice, 28 p.

Brullo S. & Spampinato G., 1999. Syntaxonomy of hygrophilous woods of the *Alno-Quercion roboris*. *Annali di botanica* LVII: 133-146.

European Commission, 2013. *Interpretation Manual of European Union habitats. EUR 28*. European Commission, DG Environnement, Nature and biodiversity, 144 p.

Gamisans J., 1991. *La Végétation de la Corse. Compléments au prodrome de la flore corse*. Annexe II. Éd. Conservatoire et jardins botaniques de la Ville de Genève, 391 p.

Gamisans J., 2013. Forêts marécageuses, ripisylves et fruticées ripicoles de Corse. *Bull. Soc. Bot. du Centre-Ouest* NS (44) : 383-452.

Géhu J.M., 2006. *Dictionnaire de sociologie et synécologie végétales*. Inter-Phyto, Nouvion-en-Ponthieu. J. Cramer, Berlin-Stuttgart, 900 p.

Jabiol B., Brêthes A., Ponge J.-F., Toutain F. & Brun J.-J., 1995. *L'Humus sous toutes ses formes*. Engref, Nancy, 64 p.

Jeanmonod D. & Gamisans J., 2007. *Flora corsica*. Édisud, Aix-en-Provence, 922 p. + planches.

Kárpáti I. & Kárpáti V., 1961. Die zöologischen verhältnisse der Auenwälder albanien. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 7: 235-301.

Nageleisen L.-M., Piou D., Saintonge F.-X. & Riou-Nivert P., 2010. *La Santé des forêts, maladies, insectes, accidents climatiques ; diagnostic et prévention*. Département de la santé des forêts. Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche, Institut pour le développement forestier. CNPF éd., Paris, 608 p.

Pedrotti F., 1970. Un relitto di bosco planiziale az *Quercus robur* e *Fraxinus angustifolia* lungo il Fiume Sinello in Abruzzo. *Camerino* : 1-23.

Pedrotti F., 1992. Tipificazione e correzione dell'associazione *Carici-Fraxinetum angustifoliae* Pedrotti 1970. *Doc. Phyto. N.S. XIV* : 165-166.

Pedrotti F. & Cortini Pedrotti C., 1978. Notizie sulla distribuzione del *Carici-Fraxinetum angustifoliae* lungo la costa adriaca (Italia centro-meridionale). *Com. Soc. Stud. Veget. Alp. Orient. Dinar.* 14 : 255-261.

Pedrotti F. & Gafta D., 1992. Tipificazione di tre nuove associazioni forestali ripariale nell'Italia meridionale. *Doc. Phyto. NS XIV* : 557-560.

Piccoli F. & Gerdol R., 1980. *Typology and dynamics of a wood in the Po plain (N-Italy): The "bosco della Mesola"*. Coll. Phyto. IX, Les forêts alluviales, Strasbourg : 161-170.

Quézel P. & Médail F., 2003. Valeur phytoécologique et biologique des ripisylves méditerranéennes. *Forêt méd.* XXIV (3) : 231-248.

- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G. & Gauberville C., 2008. *Flore forestière française, guide écologique illustré. Tome III : région méditerranéenne*. Paris, Institut pour le développement forestier/CNPF, 2 432 p.
- Reille M., 1975. *Contribution pollenanalytique 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., Gamsans J., Gauberville G., Hugot L., O'Deye-Guizien K., Piazza C. & Pioli A., 2016. Prodrôme des végétations de Corse. *Doc. Phyto.* (3) 4 : 1-175.
- Rivas-Martínez S., Fernández-González F., Loidi J., Lousa M. & Penas A., 2001. Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. *Lista sintaxonómica de comunidades de plantas vasculares de España y Portugal hasta el nivel de asociación. Itin. Geobot.* 14: 5-341.
- Rivas-Martínez S., Díaz T.E., Fernández-González F., Izco J., Loidi J., Lous. M. & Penas A., 2002. Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. *Itin. Geobot.* 15 (1-2): 5-922.
- Schnitzler A., 2007. *Forêts alluviales d'Europe. Écologie, biogéographie, valeur intrinsèque*. Lavoisier, Cachan, 400 p.
- Schnitzler A. & Arnold C., 2010. Contribution des lianes à la biodiversité forestière méditerranéenne. *ecologia mediterranea* 36 (1) : 5-24.
- Yon, D., 1984. Évolution des forêts alluviales en Europe. Facteurs de destruction et éléments stratégiques de conservation. *In Colloques phytosociologiques IX : La Végétation des forêts alluviales*, Strasbourg : 1-18.

Histoire de la vigne sauvage, *Vitis vinifera* ssp. *sylvestris*, en Camargue

Wild grapevine Vitis vinifera ssp. *sylvestris* in Camargue, southern France

Annik SCHNITZLER^{1,*}, Claire ARNOLD², Frédéric GUIBAL³, Jean-Michel WALTER⁴

1. Université de Lorraine, CNRS, LIEC, Campus Bridoux, rue du Gal Delestraint, 57000 Metz, France

2. Université de Lausanne, bâtiment Unicentre, bureau 331, 1015 Lausanne, Suisse

3. Aix-Marseille université, université d'Avignon, CNRS, IRD, IMBE, Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie marine et continentale, Aix-en-Provence, France

4. 15, rue de l'Observatoire, Strasbourg, France

*Auteur correspondant : annik.schnitzler@univ-lorraine.fr

Received: 3 December, 2017; First decision: 1 February, 2018; Revised: 26 March, 2018; Accepted: 5 May, 2018

Abstract

The Eurasian wild grapevine *Vitis vinifera* ssp. *sylvestris* ([Gmelin] Hegi) is currently distributed in a few alluvial and colluvial forests around the Mediterranean basin between the 30th and 49th northern parallels, from sea level up to an altitude of 2000m. These areas are refugia where grapevine pest (phylloxera) and fungi diseases (oïdium; mildew) have a restricted spread. These pest and diseases were imported with the American *Vitis* species at the end of the 19th century. Phylloxera entered floodplains massively thanks to large-scale hydraulic works, which have deprived alluvial zones of regular flooding.

Today, another threat should be taken into account: taxonomic pollution. Gene flows between wild grapevines and the *Vitis* taxa that escape from vineyards are now occurring. The taxa may be either European cultivars (*Vitis vinifera* ssp. *vinifera*), interspecific cultivars or artificial polyhybrids of American *Vitis* species used as rootstocks.

In the south of France, a few wild grapevines have been reported along hedges close to the lower Rhône valley. Two other small populations of *Vitis* sp. were found in two private lands, the Meyranes and the mas Saint-Georges woodlands, in the Camargue delta. In Meyranes, true wild grape vines are very rare, and much less abundant than in the mas Saint-Georges. The mas Saint-Georges population is particularly rich in *Vitis* individuals (an estimation of 52 individuals).

Old maps indicate that the mas Saint-Georges woodland was an ancient wetland, dried up after the Rhône embankment at the beginning of the 20th century. The forest stand is thus ca. 100 years old. Wild grapevines have found refugia in this young woodland.

The study aimed to provide insight into this *Vitis* population through field, ecological and genetic analyses.

The genetic composition and diversity were analyzed on 37 samples. Thirty-one (31) individuals collected were true wild grapevines. Their genetic diversity was found to be similar to that of other European populations. Four were hybrids/introgressed between rootstocks and wild grapevines, and two were hybrids/introgressed wild grapevines and cultivars.

Keywords: riparian forest, dendrochronology, light dynamics, ecology, genetics, *Vitis vinifera* ssp. *sylvestris*.

We found three haplotypes (H1, H3, H4) in the true wild grapevines: 14 individuals had H1 haplotype, which is common to wild populations of western Europe and largely dominant among true wild grapevines. Four individuals had H3 haplotype, which is common in wild grapevine populations from Central Europe, but also present in some cultivars. Thirteen individuals had H4 haplotype, which is common to western grapevines and a few cultivars. The three haplotypes H1, H3 and H4 found in this population suggest that the Camargue is situated in a convergence zone between populations from west, center and south of the Mediterranean basin.

For hybrids between wild grapevines and rootstocks, we showed that hybridization can occur in both directions.

We measured morphological features. The mean diameter of the population is $4.9\text{cm} \pm 1.9\text{cm}$. The biggest lianas reach 7cm diameter and live in the canopy. Dendrochronological data indicate that these big lianas are 38-50 years old.

True wild grapevines live within the forest and along a few edges, climbing on white poplars, elms and ashes. Hybrids are located only along forest edges. This means that the woodland is closed enough to avoid pollen exchange with exotic *Vitis*.

Architectural features of the woodland were evaluated with the help of hemispherical photographs. Gap fraction (TG: mean 0.24; amplitude 0.11-0.30) and canopy openness (CO: 0.20; 0.10-0.26) as well as light extinction coefficient (Kb), Fraction Cover (FC) and Fraction Soil (FS) from nadir view all indicate a relatively high porosity of the canopy to direct light. With regard to this rather high light microclimate in the understories, the native liana can establish sustainably.

However seedlings were not found in this woodland, suggesting that sexual reproduction no longer occurs. The present environment in the delta is thus not suitable for wild grapevine maintenance on the long term. This result fits with conclusions of other studies of wild grapevines in Europe.

In contrast, seedlings from American rootstocks are numerous in the adjacent Meyranes woodland, and globally in the delta. Expansion of these hybrids is helped by abundant fructifications, transported by birds.

Conservation of these last individuals of wild grapevines should be set up with the land owners consent. More ambitious schemes, i.e. increase in forest cover and return of flooding, would however be necessary for a long term conservation of the species.

Résumé

La vigne sauvage (*Vitis vinifera* ssp. *sylvestris*) est en déclin marqué depuis la fin du XIX^e siècle. Depuis 2000, l'espèce est considérée en danger critique d'extinction. Des prospections dans la vallée du Rhône ont montré qu'il existait quelques micropopulations jusque dans le delta. Une population de 52 pieds de grandes dimensions et présentant un phénotype sauvage a récemment été découverte en rive gauche du Grand Rhône, dans le boisement privé du mas Saint-Georges.

Une recherche pluridisciplinaire a été entreprise sur cette population de vignes afin de reconstituer leur histoire ; les outils utilisés ont été la génétique (effectuée sur 37 individus), l'écologie (dimensions des pieds, identification des porteurs), et la dendrochronologie effectuée sur 5 pieds. L'habitat forestier a également été analysé du point de vue architectural et dynamique de la lumière.

Trente et un (31) individus ont été déterminés comme étant de véritables vignes sauvages, dont la diversité est légèrement inférieure à celle des autres populations européennes. Quatre sont des individus hybrides ou introgressés : deux entre vignes sauvages et vignes américaines, et deux entre vignes sauvages et vignes cultivées. Trois haplotypes typiques des vignes sauvages ont été déterminés, indiquant que ce site est à un point de convergence entre populations méditerranéennes du sud, de l'ouest et du centre de la Méditerranée.

Le boisement a été suffisamment fermé pour éviter les échanges de pollen avec les vignes américaines échappées.

À partir de ces données et de l'analyse des cartes anciennes, il a pu être déduit que ce boisement s'était développé au début du XX^e siècle à partir d'un marais asséché par les aménagements hydrauliques. L'âge des vignes, estimé par la dendrochronologie à une fourchette de 38 à 50 ans, pourrait cependant être de l'âge de la forêt. Les vignes se seraient installées lors de la succession forestière. Les caractéristiques architecturales du boisement (à la fois dense et lumineux) ont permis à la vigne de s'y établir sur une longue durée.

Actuellement, cette population ne se reproduit plus. Les conditions actuelles ne sont donc plus favorables à l'espèce, à l'inverse des populations échappées de porte-greffes, très abondantes en Camargue. Une protection forte de ces derniers pieds de vigne forestière devrait être mise en place avec l'accord des propriétaires.

Mots clés : boisement alluvial, dendrochronologie, dynamique de la lumière, écologie, génétique, *Vitis vinifera* ssp. *sylvestris*.

Introduction

Les lianes contribuent pour une large part à la biodiversité des forêts méditerranéennes, notamment alluviales (Schnitzler & Arnold 2010). La vigne sauvage (*V. vinifera* ssp. *sylvestris* (Gmelin) Hegi), ancêtre de la vigne cultivée (*V. vinifera* ssp. *vinifera* L.), en a longtemps fait partie. Jusqu'au XIX^e siècle la vigne sauvage était abondante sur le pourtour méditerranéen, des côtes atlantiques à l'Iran, entre les 30° et 49° parallèles nord, des bords de mer jusqu'à 2 000 m d'altitude (Arnold 2002). Cette liane à vrille atteint plus de 30 m de haut et son diamètre peut mesurer jusqu'à 30 cm. Les individus de vignes sauvages sont dioïques ; il y a des plantes mâles et d'autres femelles. En automne, les plantes femelles produisent des grappes lâches de moins de dix centimètres dont les baies de moins d'un centimètre sont rouges et rondes.

Le déclin de ce taxon s'est enclenché depuis le début du XIX^e siècle, suite à des destructions directes et des déforestations. À la fin de ce même siècle, l'expansion du phylloxéra en 1863 ainsi que de pathogènes (mildiou en 1878 ; oïdium en 1845 ; pourriture noire en 1885), tous d'origine américaine, ont causé des mortalités en masse, tant chez les vignes sauvages que leurs équivalents domestiqués. Les vignes sauvages se sont réfugiées en milieu alluvial dans les sites où la nappe phréatique était suffisamment proche de la surface pour que le phylloxéra ne puisse y vivre, ainsi que dans des zones colluviales proches de sourcins. Ces derniers refuges se sont considérablement raréfiés après les années 1960, en raison des aménagements hydrauliques lourds, de l'intensification des pratiques agricoles et sylvicoles, qui supprimaient notamment les individus en lisière et au sein des forêts. L'éclatement des populations a été tel que les plants mâle et femelle ont été parfois trop distants pour pouvoir se reproduire. Par ailleurs, les modifications des milieux naturels de la vigne sauvage ont induit une compétition accrue avec d'autres espèces autochtones (clématite, salsepareille).

La contamination génétique avec des vignes d'origine américaine utilisées comme porte-greffes constitue une autre menace pour la vigne sauvage. Ces porte-greffes sont des polyhybrides artificiels (*Vitis aestivalis*, *V. berlandieri*, *V. cinerea*, *V. labrusca*, *V. riparia*, *V. rupestris*). Il arrive aussi que les individus sauvages s'hybrident avec des cépages de

vignes cultivées (*Vitis vinifera* ssp. *vinifera*) dont les variétés sont très nombreuses en Eurasie (6 154 cultivars créés dans le monde).

Des échanges de gènes peuvent donc se produire entre porte-greffes américains, vignes cultivées et vignes sauvages. En quelques générations, peut se développer, dans certaines régions favorables, un vaste complexe de taxons de *Vitis* dont les génomes ne cessent d'évoluer au cours du temps, en fonction des adaptations aux conditions écologiques locales (Zecca *et al.* 2009 ; Ocete *et al.* 2012, Arrigo & Arnold 2007, Arnold *et al.* 2017).

Le déclin de la vigne sauvage après les années 1960 explique que la sous-espèce *sylvestris* ait été classée en 1980 sur la liste des espèces en danger par l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature). Depuis 2000, elle est considérée en danger critique d'extinction (Arnold 2002). Les recherches se poursuivent depuis plusieurs années pour retrouver les dernières populations européennes, réfugiées en montagne dans des thalwegs (Alpes, Corse, Sardaigne par exemple, pour l'Europe de l'Ouest, Anzani *et al.* 1990, Arnold 2002, Zecca *et al.* 2009) et dans certaines plaines alluviales (Seine, Danube, Rhône) (Arnold *et al.* 2009, 2017).

La basse vallée du Rhône et son delta détiennent également quelques zones refuges pour la vigne sauvage : 66 pieds de vignes sauvages ont ainsi été répertoriés lors de deux prospections successives entre Belley (Rhône supérieur) et Camargue (Arnold 2002, Arrigo 2005, Arrigo & Arnold 2007). Notons que ces pieds n'avaient pas été répertoriés dans la vaste étude phytosociologique effectuée par Molinier et Tallon (1965) dans le delta.

À partir de l'ensemble de ces prospections, nous avons choisi de nous concentrer sur les phénotypes proches de la vigne sauvage encore présents en Camargue. Dix-neuf individus ont donc été collectés dans cinq sites du delta, le long des haies en bordure de routes ou sur les digues du Grand Rhône ou du Vaccarès (lieux-dits Fiélose, Tour du Valat, Capelière), et dans deux boisements privés (Meyranne et mas Saint-Georges) (figure 1), afin de déterminer leur pedigree. Les analyses génétiques à l'aide de marqueurs microsatellites ont montré que sur les six individus collectés au lieu-dit Fiélose, quatre sont des vignes sauvages, les deux autres étant des hybrides avec des cépages cultivés ; l'unique pied de la Tour du Valat est sauvage ; le pied collecté à la Capelière est introgressé avec la

vigne cultivée. Les boisements de Meyranes et du mas Saint-Georges incluent des vignes de dimensions plus imposantes que celles trouvées le long des haies. Parmi les sept pieds de vigne de Meyranes, deux sont sauvages, un est un hybride entre vigne sauvage et porte-greffes, et quatre sont des hybrides ou introgressions entre vignes sauvages et cépages. Leur génome se compose principalement de porte-greffes ou de cépages, avec quelques traces de vigne sauvage dans leur pedigree. Au mas Saint-Georges, les quatre individus prélevés sont tous sauvages. Or, ce boisement en contient bien d'autres, dont le statut génétique n'est pas connu. Si l'ensemble de la population était constitué de vignes sauvages, cela ferait de ce site un haut lieu pour la conservation de l'espèce en Camargue.

Cette présente recherche s'est concentrée sur l'histoire de ce site particulier, afin d'y étudier la génétique et l'écologie de ces lianes.

Les objectifs sont les suivants :

- 1) évaluer l'importance relative des vignes sauvages et des éventuels autres types de vignes (cultivées échappées, porte-greffes échappés et hybrides) dans ce boisement ;
- 2) décrire les stratégies de vie des vignes sauvages et leur dynamique de croissance ;
- 3) caractériser leur habitat (architecture forestière, dynamique de la lumière).

Couplée aux résultats des précédentes investigations, cette étude permettra d'évaluer l'état de conservation de la vigne sauvage en Camargue.

Présentation du site d'étude

La plaine deltaïque du Bas-Rhône (43°30'N, 4°33'E) couvre 1 740 km² (figure 1). Cette plaine est formée par une accumulation de sédiments récents déposés par le Rhône. Elle débute à la diffluence du Grand et du Petit Rhône à hauteur d'Arles, mais l'accumulation sédimentaire de type deltaïque « régressive » est remontée plus haut, formant la plaine de Tarascon. Vers l'aval, le delta s'étale en un vaste triangle entre la Grande Motte à l'ouest et Fos-sur-Mer à l'est (Bravard *et al.* 2008).

Le climat est de type méditerranéen. Les précipitations sont de 550 mm en moyenne par an. La faiblesse des précipitations et l'évaporation génèrent un déficit en eau dès le mois de mars et jusqu'en septembre. L'évaporation et l'évapotranspiration sont particulièrement importantes durant les périodes estivales typiques en raison des fortes températures, de l'ensoleillement et de la fréquence des vents de mistral. Durant ces périodes, la nappe aquifère salée peut affleurer, entraînant une salinisation et une hydromorphie de surface. La nappe ne se maintient alors en faible profondeur qu'à proximité des bras du fleuve et le long des drains (Chauvelon 1996).

Le débit moyen du Rhône est de 1 700 m³/s à Beaucaire, avec des variations très marquées au niveau des étiages et des hautes eaux (jusqu'à 13 000 m³/s au niveau de Beaucaire pour la crue de 2003). Le lit est actuellement contraint dans un espace très rétréci et stable par les aménagements hydrauliques ; il s'est enfoncé après 1879 à hauteur d'Arles, puis son niveau s'est stabilisé après 1921. La diminution des crues s'impose après 1940 (Pichard & Roucaute 2014).

Le site d'étude (mas Saint-Georges) se trouve au Plan du Bourg, partie du delta située en rive gauche du Grand Rhône. Il correspond à une zone relativement étroite, située à la charnière entre la plaine d'inondation historique (avant 1880) et un arrière-marais non boisé tourbeux, hérité de la plaine holocène, dont l'existence est matérialisée par deux lieux-dits : marais « Capeau » et « La Palinette ». Ce site n'était pas boisé au XIX^e siècle (figure 2). Il le devient en 1950, sans doute parce qu'à cette date, les endiguements en Camargue sont bien établis, éliminant les inondations par eaux de surface. Le niveau général de la nappe souterraine descend ici jusqu'à 50 cm en période sèche, mais remonte au-dessus jusqu'à 30 cm en période d'inondation, entretenant ainsi une

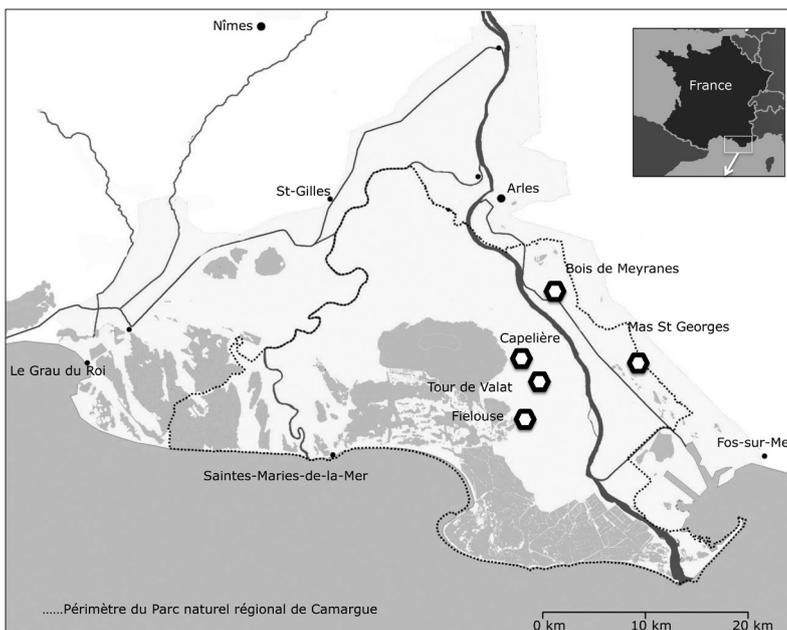


Figure 1 – Situation du boisement du mas Saint-Georges dans le Plan du Bourg, plaine deltaïque du Rhône.

ambiance humide typique des milieux alluviaux. Depuis une dizaine d'années, le niveau moyen de la nappe a même été artificiellement relevé d'environ 20 cm suite aux travaux sur le port de Marseille, qui limitent les écoulements de la nappe (observations personnelles du propriétaire).

Le boisement actuel est inclus dans une vaste entité de marais, prairies, friches, couvrant avec les habitations une superficie totale de 200 ha. Le boisement lui-même couvre près de la moitié de cette superficie. Il est rectangulaire dans sa partie principale et longé par plusieurs canaux. Il appartient à l'association phytosociologique de la frênaie-ormaie à peuplier blanc (*Fraxino-Ulmetum*, Tuxen 1952) (*Alno-Ulmion*), typique des forêts alluviales camarguaises (Schnitzler 2014) (photo 1). La canopée est dominée pour l'essentiel par le frêne (*Fraxinus angustifolia*) et secondairement le peuplier blanc (*Populus alba*) et le peuplier noir (*Populus nigra*). Deux lianes coexistent dans la canopée, la vigne et le lierre (*Hedera helix*). Certains arbres parmi les frênes et les peupliers ont atteint de grandes dimensions (25 m de haut, diamètres > 1 m). Les sous-étages sont dominés soit par l'orme (*Ulmus minor*), soit par des plages denses de figuier (*Ficus carica*) ou de laurier (*Laurus nobilis*). Les ormes meurent lorsqu'ils atteignent la canopée, sans doute en raison de la graphiose. Les sous-étages sont denses lorsqu'ils sont colonisés par la ronce (*Rubus ulmifolius*) et le petit houx (*Ruscus aculeatus*). La plus grande partie de la forêt n'est plus exploitée depuis une trentaine d'années.

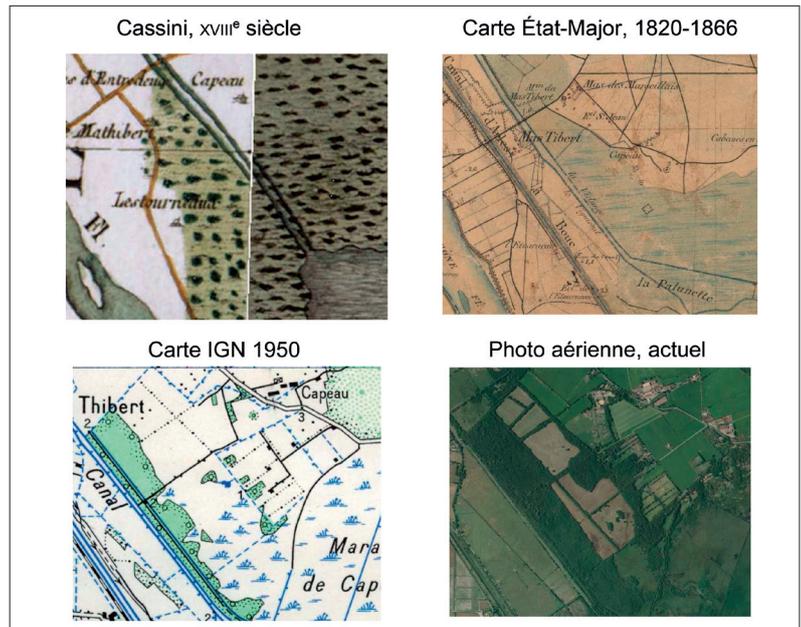


Figure 2 – Évolution des paysages entre le XVIII^e siècle et le XX^e siècle sur la rive gauche du Rhône, à hauteur du mas Saint-Georges. Ces cartes sont disponibles sur le site Geoportail (carte de Cassini ; carte d'État-Major de 1820-1866). La carte actuelle provient de Google Earth (<https://www.google.com/earth/>).

Très récemment toutefois, en 2016, une forte éclaircie a été faite dans le but de sortir quelques gros bois, ce qui a mis les sous-bois en lumière et fait remonter l'eau de la nappe par arrêt de l'action de pompage des eaux par les racines. Quelques grosses vignes ont été coupées à cette occasion par les machines. Elles ont été récupérées pour l'analyse génétique et le comptage des cernes.



Photo Annik Schnitzler

Photo 1 – Environnement forestier dense, mais clair, et très humide au sein duquel prospère (en deuxième plan) une des plus vieilles vignes du mas Saint-Georges.

Méthodes

Focus sur les taxons

Une recherche active dans le boisement du mas Saint-Georges a permis de trouver 52 vignes adultes arrivant toutes en canopée. Les prélèvements de feuilles en vue d'une analyse génétique n'ont cependant été effectués que sur 37 d'entre elles soit parce que les feuilles n'étaient pas accessibles, soit parce que les individus étaient morts. L'autorisation de prélèvement a été accordée par le Conservatoire botanique national méditerranéen qui est bénéficiaire d'une autorisation permanente pour effectuer des prélèvements sur espèces protégées au titre de la conservation du patrimoine floristique.

Analyses génétiques

Les feuilles ont été séchées dans du silicagel. Pour identifier les hybrides, nous avons ajouté 33 cépages et 14 porte-greffes couramment présents dans les vignobles de la région. Les cépages et porte-greffes proviennent de collections de l'Institut für Rebenzüchtung Geilweilerhof (Allemagne) et du Centre de recherche en viticulture Agroscope de Pully (Suisse).

L'ADN génomique a été extrait avec le kit DNeasy Plant Mini (Qiagen), selon les instructions du fabricant. Quinze régions microsatellites ont été amplifiées par réaction en chaîne par polymérase (PCR). Les régions microsatellites de l'ADN nucléaire

correspondent à des régions spécifiques et très variables de l'ADN. Elles ont la propriété d'être stables à l'intérieur d'un individu et varient grandement d'un individu à l'autre. Sefc *et al.* (1999) ont montré que l'analyse de huit microsatellites est suffisante pour distinguer la quasi-totalité des cépages dans le monde. Les différences de longueur des fragments (d'allèles) permettent de différencier les vignes sauvages des cultivars et de calculer la diversité génétique des populations. Cinq régions variables du chloroplaste ont également été étudiées.

Les amplifications ont été réalisées dans 10 µl de solution contenant : 1x tampon de réaction GoTaq, 0,75 mM de MgCl₂, 5 µg de BSA, 0,25 mM de dNTP, 0,25 µM de chaque amorce, 0,5 U de GoTaqG2 DNA Polymerase (Promega) et 2-5 ng d'ADN. Les conditions de la PCR comprenaient une étape d'activation initiale de 4 minutes à 94 °C, suivie de 30 cycles de 60 secondes chacune à 92 °C, 50 secondes à 52-56 °C et 60 secondes à 72 °C. avec une étape d'extension finale de 10 minutes à 72 °C. La mesure des fragments amplifiés (génotypage) a été confiée à Macrogen. Les longueurs de fragments amplifiés ont été assignées aux tailles d'allèles avec le logiciel Gene Mapper v 3.7 (Applied Biosystems). Onze régions microsatellites (nSSR) et cinq régions chloroplastiques (cp) (tableau 1) ont amplifié correctement.

Nous avons effectué une analyse utilisant STRUCTURE 2.3.4 (Pritchard *et al.* 2000) sur la matrice de 84 échantillons et 11 loci

Tableau 1 – Liste des 11 marqueurs nSSR et 5 marqueurs chloroplastiques, références, cycle.

Primer	Référence	Cycles
VVS 2	Thomas & Scott 1993	94 °C – 4 min ; 30 cycles (92 °C – 60 sec, 54 °C – 50 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min
VVMD 5	Bowers <i>et al.</i> 1996	94 °C – 4 min ; 30 cycles (92 °C – 60 sec, 54 °C – 50 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min
VVMD 24	Bowers <i>et al.</i> 1999	94 °C – 4 min ; 30 cycles (92 °C – 60 sec, 56 °C – 50 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min
VVMD 25	Bowers <i>et al.</i> 1999	94 °C – 4 min ; 30 cycles (92 °C – 60 sec, 53 °C – 50 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min
VVMD 27	Bowers <i>et al.</i> 1999	94 °C – 4 min ; 30 cycles (92 °C – 60 sec, 56 °C – 50 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min
VrZAG 62	Sefc <i>et al.</i> 1999	94 °C – 4 min ; 30 cycles (92 °C – 60 sec, 56 °C – 50 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min
VrZAG 79	Sefc <i>et al.</i> 1999	94 °C – 4 min ; 30 cycles (92 °C – 60 sec, 56 °C – 50 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min
VMC 5A1	Vitis Microsatellite Consortium	94 °C – 4 min ; 30 cycles (92 °C – 60 sec, 56 °C – 50 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min
VMC 2H4	Vitis Microsatellite Consortium	94 °C – 4 min ; 30 cycles (92 °C – 60 sec, 56 °C – 50 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min
VMC 2A5	Vitis Microsatellite Consortium	94 °C – 4 min ; 30 cycles (92 °C – 60 sec, 56 °C – 50 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min
VMC 5C5	Vitis Microsatellite Consortium	94 °C – 4 min ; 30 cycles (92 °C – 60 sec, 56 °C – 50 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min
VndhF1	Arnold <i>et al.</i> 2017	94 °C – 4 min ; 30 cycles (92 °C – 20 sec, 51 °C – 20 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min
VndhF2	Arnold <i>et al.</i> 2017	94 °C – 4 min ; 30 cycles (92 °C – 20 sec, 51 °C – 20 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min
VtrnK-1	Arnold <i>et al.</i> 2017	94 °C – 4 min ; 30 cycles (92 °C – 20 sec, 53 °C – 20 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min
VtrnK-2	Arnold <i>et al.</i> 2017	94 °C – 4 min ; 30 cycles (92 °C – 20 sec, 49 °C – 20 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min
VtrnC	Arnold <i>et al.</i> 2017	94 °C – 4 min ; 35 cycles (92 °C – 20 sec, 51 °C – 20 sec, 72 °C – 60 sec) 72 °C – 10 min

microsatellites (nSSR). Les options suivantes ont été utilisées : 10 000 « burn-in », 100000MCMC, « admixture model » et fréquences d'allèles corrélés. Cette méthode est basée sur l'utilisation de simulations MCMC (Markov Chain Monte Carlo) pour déduire l'attribution de génotypes à K groupes distincts. Les algorithmes sous-jacents tentent de minimiser les déviations de Hardy-Weinberg et les déséquilibres de liaison dans chaque groupe. La méthode STRUCTURE est basée sur des modèles d'ascendances à partir des allèles privés. Les individus sont attribués de manière probabiliste à une population ou conjointement à deux ou plusieurs populations si leurs génotypes indiquent qu'ils sont mélangés. Cela permet une analyse assez précise et permet d'identifier des individus hybrides ou introgressés.

Les allèles privés sont des allèles qui ne se retrouvent que dans une seule population parmi un ensemble plus large de populations. Ils sont calculés en utilisant les statistiques basées sur la fréquence (GenA1Ex 6.5. Peakall & Smouse 2006).

Les cinq marqueurs chloroplastiques ont été utilisés pour déterminer : (1) les haplotypes présents dans la population ainsi que, (2) la direction de l'hybridation, l'ADN chloroplastique étant hérité de manière maternelle (Arroyo-Garcia *et al.* 2002).

Les vignes et leur environnement immédiat

L'environnement immédiat de chacun de ces pieds préalablement identifiés a été décrit (nombre de tuteurs, identification et diamètre de chacun d'entre eux), distance entre les pieds les plus proches. Chaque pied a été mesuré (diamètre à hauteur de poitrine, hauteur maximale, nombre d'axes).

Analyse des cernes

Cinq échantillons de troncs de vigne sauvage ont été carottés afin de déterminer leur âge et d'avoir un aperçu des patrons de croissance radiale (Schweingruber 1988). Deux des cinq échantillons étaient déjà coupés et laissés à terre à l'issue des travaux forestiers. Les trois autres échantillons ont été obtenus par carottage à cœur de la tige. Il a ainsi été possible d'évaluer la vitesse de croissance en fonction des âges aux deux extrémités de la liane. Les trous laissés par la carotte ont été bouchés par du mastic cicatrisant afin

d'éviter les attaques parasitaires. Les carottes recueillies ont été poncées à l'aide de papier-émeri de grains différents ; les séries d'épaisseurs de cernes ont ensuite été mesurées sous loupe binoculaire Leica avec une précision de 1/100 mm à l'aide de la table de mesure Lintab et du système TSAP® RinnTech.

Focus sur l'habitat

Les photographies hémisphériques (PH) permettent de collecter des données structurales de la forêt : ouverture relative de la voûte, indice foliaire et microclimat lumineux sous le couvert. L'appareil Nikon F2™ est monté sur un trépied à 1,50 m du sol. L'objectif utilisé est en œil de poisson (Fish-Eye Nikkor™: 8/2.8). Les photographies sont en noir et blanc (Kodak TMX 100™). Les négatifs sont développés et numérisés, les images résultantes traitées à l'aide du logiciel CIMES-FISHEYE (Gonsamo *et al.* 2011).

À partir de ces données, divers paramètres structuraux ont été estimés. La fraction totale des trouées (TG, "Total Gap"), projetée sur l'horizontale, exprime la porosité de la voûte à la lumière. L'ouverture relative de la voûte (CO, "Canopy Openness") utilise des valeurs transformées cosinus des fractions de trouées pour rendre compte de leur position exacte dans l'hémisphère. Les modèles utilisés pour la détermination de l'indice foliaire effectif (LAI, "Leaf Area Index", L_e) et de ses deux composantes (directement éclairée L_{SU} , et à l'ombre S_{SH}), ainsi que ceux de l'inclinaison moyenne des feuilles (\hat{A}), du degré d'agrégation du feuillage (CI, "Clumping Index"), des fractions du couvert (FC) et du sol (FS) en vue nadirale et du coefficient d'extinction de la lumière (K_b) sont décrits dans Gonsamo *et al.* (2011). L'indice foliaire LAI est en fait un indice de végétation (PAI, "Plant Area Index"), car les PH ne séparent pas les surfaces foliaires de celles non chlorophylliennes des troncs et des branches.

Le microclimat lumineux du sous-bois a été déterminé en employant divers indices (Gonsamo *et al.* 2011). L'éclairement diffus relatif (ISF, "Indirect Site Factor") décrit la transmittance de la lumière diffusée par le ciel au travers de la voûte (modèle classique SOC, "Standard Overcast", à la répartition lumineuse isotrope par rapport à l'azimut mais croissante de l'horizon au zénith), en incluant la lumière dispersée par le feuillage. L'éclairement direct relatif (DSF, "Direct Site

Factor”) décrit la transmittance de la lumière solaire directe sous le couvert. L'éclairement direct relatif a été estimé comme le rapport entre la durée journalière des taches de soleil sous le couvert et la durée potentielle de l'ensoleillement au-dessus du couvert. La fréquence relative moyenne des taches de soleil sous le couvert rend compte de leur apparition potentielle mensuelle. Ces valeurs sont estimées sous l'hypothèse d'un couvert morphologiquement stable non perturbé par des chablis ou des interventions sylvicoles pendant toute la saison végétative d'avril à septembre. En outre, elles supposent :

- 1) le feuillage opaque à la lumière (rayonnement photosynthétique actif, PAR) ;
- 2) le parallélisme des rayons solaires ;
- 3) l'absence de l'effet de pénombre (transition entre point lumineux et ombre).

Résultats

Focus sur les taxons

Analyse génétique

Dans l'analyse faite dans STRUCTURE (figure 3), nous avons retenu le niveau $K = 3$, donc trois groupes, qui permettent de différencier les trois types de vignes : cultivée, sauvage (photo 2), porte-greffe.

Ainsi, quatre individus montrent clairement un profil génétique composé à moitié de gènes de vignes sauvages et à moitié de gènes de porte-greffes (masG013, masG014, masG015, masG016). Ce ne sont ni des clones, ni même des parents proches car ils ne partagent pas d'allèles en commun sur tous les locus. Un autre résultat notable est que deux autres individus (masG001 et masG048) ont quelques gènes typiques des cépages et pourraient être de ce fait des individus introgressés avec les cépages cultivés.

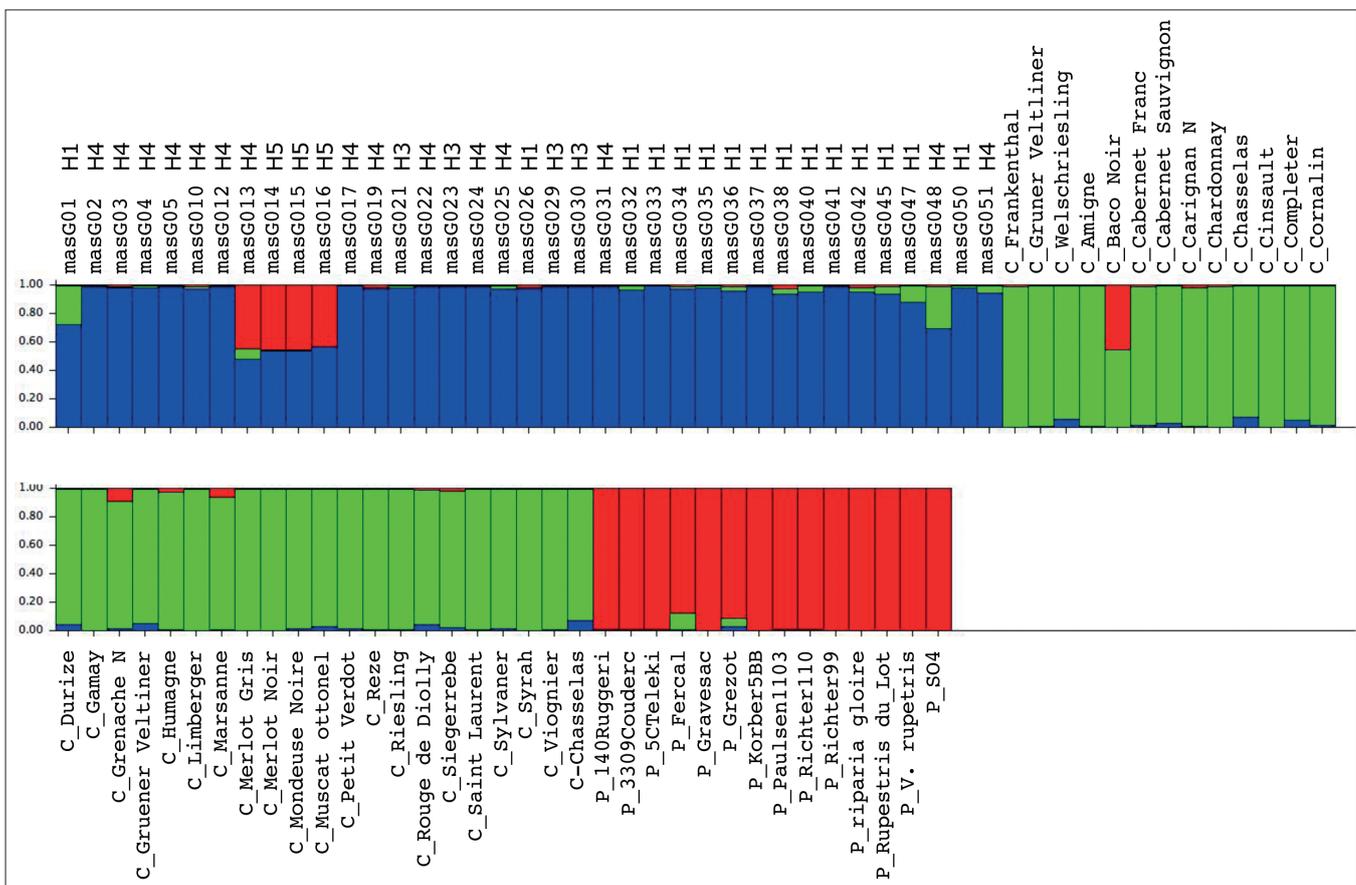


Figure 3 – Structure des populations de *Vitis* des forêts du mas Saint-Georges calculées sur la base d'un « Bayesianclusteringalgorithm » dans STRUCTURE. Chaque individu est représenté par une barre verticale, partitionnée en $K = 3$ segments, représentant les proportions d'ascendance de son génome en $K = 3$ groupes.

Après avoir retiré les six hybrides, nous constatons que tous les loci sont polymorphiques dans les trois ensembles d'échantillons : 1) du mas Saint-Georges (MG), 2) des cépages (CP) et 3) des porte-greffes (PG). La diversité génétique (H_e) est élevée pour les cépages ($H_e = 0,758$) et les porte-greffes ($H_e = 0,778$) (tableau 2). Elle est plus faible ($H_e = 0,597$) pour les vignes sauvages. L'hétérozygotie observée (H_o) des vignes sauvages (0,624) est supérieure à l'hétérozygotie attendue ($H_e = 0,597$).

Sept allèles privés ont été recensés au sein de la population sauvage ; 23 pour les 33 cépages et 38 pour les 14 porte-greffes.

La recherche sur les haplotypes a donné les résultats suivants. Pour les vraies vignes sauvages, l'haplotype H1, commun dans les populations sauvages d'Europe occidentale, a été trouvé chez quatorze individus. H3 a été trouvé chez quatre individus de vignes sauvages. H3 est présent dans les populations de vignes sauvages d'Europe centrale (Arnold *et al.* 2017) et également fréquent dans certains cépages tels que le Chardonnay ou Merlot. H4 a été retrouvé chez treize individus. H4 est présent dans certaines vignes sauvages de l'ouest de l'Europe. Il se trouve aussi communément dans des cépages tels que Chasselas et Cabernet Sauvignon.

Parmi les six individus introgressés ou hybrides, quatre sont des hybrides entre porte-greffes et vignes sauvages. Parmi ces quatre individus, masG014, masG015 et masG0163 possèdent un haplotype que l'on retrouve dans les porte-greffes issus de croisements de *Vitis* d'Amérique. Ils sont issus de graines d'un individu femelle d'origine porte-greffe. MasG013 a un haplotype H4 de *V. vinifera*. C'est donc le pollen qui est d'origine porte-greffe.

MasG01 et MasG048 sont des hybrides entre vigne sauvage et cépages cultivés. Les

haplotypes étant communs à ces deux sous-espèces, on ne peut rien conclure quant à l'origine parentale.

Stratégies de vie des vignes sauvages

Vingt-quatre pieds de vigne ont été trouvés en pleine forêt, vingt-huit en lisière le long de chemins proches de canaux. Les vignes observées dans la forêt sont distribuées en petits groupes, parfois séparés de plusieurs dizaines de mètres. Les plus grandes densités de lianes sont situées dans des sites proches de petits drains. Les vignes sauvages des lisières se répartissent assez régulièrement sur une cinquantaine de mètres. Certaines d'entre elles prennent pied sur la lisière et développent leur couronne en plein bois.

Le nombre de porteurs varie de un à quatre, les espèces étant le frêne et le peuplier blanc, l'orme, l'aubépine et le figuier.



Photo Annik Schmitzler

Photo 2 – Vigne sauvage avec réitérat en milieu intra-forestier.

Tableau 2 – Résumé de la diversité génétique dans les 3 groupes (86 individus au total). Mas Saint-Georges (MG), Cépages (CP) et Porte-greffes (PG). N = nombre moyen d'individus ; Na : nombre d'allèles ; Ne : nombre effectif d'allèles ; I : Indice d'information de Shannon ; HO : hétérozygotie observée ; He : hétérozygotie attendue ; nombre d'allèles privés.

Pop		N	Na	Ne	I	Ho	He	Allèles Privés
MG	Moyenne	30,909	5,727	2,678	1,179	0,624	0,597	7
	Écart type	0,091	0,557	0,237	0,093	0,040	0,035	
CP	Moyenne	31,455	8,000	4,502	1,670	0,806	0,758	23
	Écart type	1,351	0,775	0,404	0,091	0,036	0,024	
PG	Moyenne	13,091	7,636	4,952	1,739	0,847	0,778	38
	Écart type	0,909	0,622	0,441	0,094	0,032	0,023	



Photo 3 – Coupe dans un tronc de vigne âgé de 40 ans, mas Saint-Georges.

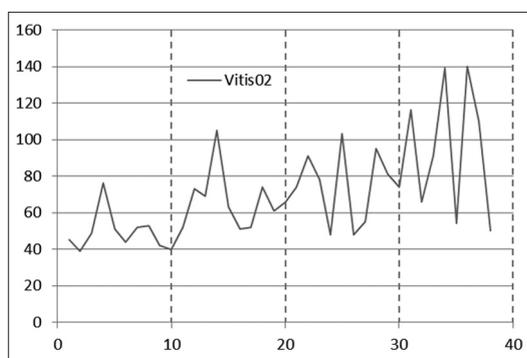


Figure 4 – Courbe des variations interannuelles de l'épaisseur des cernes de l'individu Vitis02.

Le diamètre moyen des lianes est de $4,9 \text{ cm} \pm 1,9$. Les lianes les plus grosses ont des diamètres de 7 cm et montent à 25 m, étalant leur feuillage au-dessus de leurs porteurs. L'architecture du tronc peut être verticale, sans appui intermédiaire sur d'autres tuteurs, notamment pour les plus grosses. D'autres rampent au sol sur quelques mètres (jusqu'à 10 m), s'élèvent en rencontrant un tuteur, puis retombent et recommencent à ramper faisant parfois de grands arcs de cercle de 1,50 m de diamètre. Quelques-unes divisent leurs troncs à faible hauteur, pour se partager entre plusieurs tuteurs. Les vignes mortes sont en général de petites dimensions et riches en réitérats (soit des axes issus de méristèmes latents, stimulés hormonalement en cas de besoin pour la plante), souvent près de la base. Peu de fruits ont été observés. Par ailleurs, aucun semis n'a été observé, ni sur les sentiers, ni dans les trouées forestières.

Analyse des cernes

Les comptages de cernes sur les carottes et les sections transversales indiquent des âges de 20 à 40 ans (respectivement 20, 23, 32, 38 et 40 ans) (figure 4, photo 3). Le dénombrement des cernes sur deux sections recueillies aux deux extrémités d'une tige longue de 1,60 m traduit une différence de 14 cernes, ce qui donne une croissance primaire annuelle moyenne égale à 11,5 cm/an. La figure 4 traduit les variations inter-annuelles de l'épaisseur des cernes de l'échantillon qui a fourni le plus de cernes, l'échantillon Vitis02. L'épaisseur moyenne des cernes égale 70/100 mm (âge : 38 ans). Cette tige est caractérisée par une faible croissance secondaire au cours des vingt premières années, ce qui reflète la phase d'installation du jeune plant. La tige affiche ensuite des valeurs de croissance secondaire plus élevées et une variabilité inter-annuelle beaucoup plus importante, ce qui signifie des contraintes fortes.

Focus sur l'habitat

Le tableau 3 décrit la structure du couvert. Les valeurs de la fraction de trouées (TG : moyenne 0,24 ; amplitude 0,11-0,30) et de l'ouverture relative de la voûte (CO : 0,20 ; 0,10-0,26) traduisent une porosité relativement élevée de la voûte à la lumière.

L'indice foliaire effectif L_e (1,9) est modéré avec cependant de fortes variations d'un site à l'autre (1,3-2,8). La fraction de feuillage

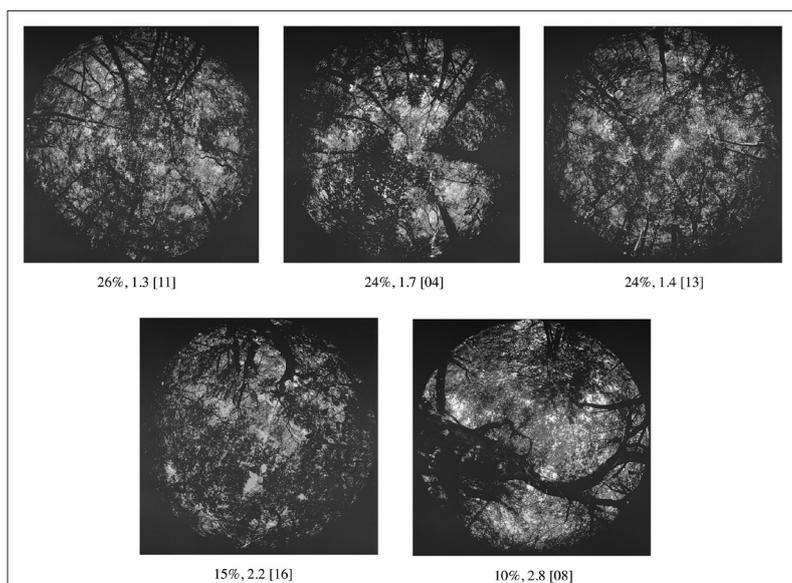


Figure 5 – Photographies hémisphériques analysées dans le boisement du mas Saint-Georges, ordonnées d'après les valeurs d'ouverture relative de la voûte (CO en %), suivies de l'indice foliaire effectif (Le) et de leur code d'identification [HP]. Notons que la canopée la plus fermée [08] et les plus hautes valeurs d'indice foliaire sont biaisées par l'importance du tronc.

Tableau 3 – Propriétés structurales du couvert des bois de Camargue.

Fraction de trouées (TG), ouverture relative de la voûte (CO), indice foliaire effectif (L_e), indice foliaire illuminé (L_{su}) et ombragé (L_{sh}), angle foliaire moyen (\hat{A} , degrés), indice de groupement foliaire (CI_L), coefficient d'extinction de la lumière (K_b), fraction de couvert (FC) et fraction de sol nu (FS) en vision nadirale. M : moyenne ; SE : erreur-type ; Min. : minimum ; Max. : maximum.

n = 5	TG	CO	L_e	L_{su}	L_{sh}	\hat{A}°	CI	K_b	FC	FS
M	0,24	0,20	1,86	0,90	0,96	22,2	0,84	0,78	0,77	0,23
SE	0,04	0,03	0,28	0,06	0,24	6,70	0,03	0,04	0,04	0,04
Min.	0,11	0,10	1,30	0,75	0,55	0,30	0,75	0,65	0,70	0,06
Max.	0,30	0,26	2,79	1,09	1,85	39,3	0,90	0,89	0,94	0,30

Tableau 4 – Éclairement solaire direct et indirect (diffus).

Jours juliens, hauteur maximale du soleil, longueur du jour (durée potentielle de l'éclairement solaire direct au-dessus du couvert, en minutes), éclairagements relatifs directs (DSF %) et indirect (ISF %). Valeurs potentielles intégrées par jour pour la période feuillée supposée structurellement stable. M : moyenne (n = 5) ; ET : écart-type ; Min. : minimum ; Max. : maximum.

Jours Julien	112 Avril	142 Mai	172 Juin	202 Juillet	234 Août	264 Septembre	
Hauteur max. soleil	58°	67°	70°	67°	59°	48°	
Longueur jour (minutes)	812	884	914	888	814	728	
DSF (%)							IFS (%)
M	19,1	19,0	20,2	19,0	19,2	19,9	25,6
ET	4,3	4,4	4,5	4,2	4,2	5,1	4,0
Min.	8,8	6,8	8,0	7,5	9,1	4,9	12,1
Max.	31,9	31,6	32,0	31,3	31,6	30,8	32,3

directement éclairée (L_{su}) est en moyenne élevée (L_{su}/L_e 0,48), ce qui s'explique en partie par les petites feuilles fortement dispersées (CI 0,84 ; 0,75-0,90) caractérisant les arbres des forêts alluviales. En vue nadirale (satellitaire), la fraction du couvert (FC 0,77 ; 0,70-0,94) et la fraction de sol (FS 0,23 proche de TG 0,24 ; 0,06-0,30) expriment une forte variabilité structurale de la voûte malgré son apparente homogénéité.

En moyenne, l'angle foliaire moyen \hat{A} au-dessus de l'horizon est modéré, avec de larges variations spatiales (0°-39°). Les valeurs modérées du coefficient d'extinction de la lumière au travers de la voûte K_b (0,78 ; 0,65-0,89) traduisent une pénétration efficace de la lumière jusqu'au sous-bois. Elles introduisent au régime et à la dynamique de la lumière sous le couvert. Ainsi, contrairement à une vision subjective des photographies (figure 5), les valeurs obtenues traduisent une porosité relativement forte à l'éclairement

Tout au long de la période de croissance, sous l'hypothèse de stabilité structurale, les valeurs de DSF varient peu, en moyenne de 19 %, avec de fortes variations d'un site à l'autre (tableau 4).

Tableau 5 – Dynamique des taches de soleil.

Fréquence relative moyenne (M) des taches de soleil sous le couvert et erreur-type (ET). Valeurs théoriques pour la période feuillée (avril-septembre).

Durée (min.) n = 5	< 1	1-2	2-4	4-8	> 8
M (%)	70,6	22,2	6,8	0,4	0,0
ET	6,7	4,6	2,2	0,1	-

Près des trois quarts des durées de taches de soleil estimées pour les bois de Camargue sont inférieures à une minute (tableau 5). Les taches de soleil ne durent pas plus de huit minutes. Les trouées sont petites, aucune grande trouée n'est relevée dans les cinq PH analysées. Même si ces estimations expriment davantage la structure de la voûte que l'éclairement direct réel sous le couvert, elles fournissent néanmoins de précieuses indications sur les potentialités de transmission de l'éclairement direct sous le couvert.

La valeur moyenne de l'éclairement solaire indirect est de 25,6 % (tableau 4), avec des écarts de 12,1-32,3 %. Il est constant au cours de la saison considérée.

Discussion

Reconstruction de l'histoire du boisement de Mas Saint-Georges

Conjointement aux données recueillies sur les cartes anciennes, l'ensemble des données recueillies sur le comportement des vignes, leur âge ainsi que les caractéristiques de l'habitat forestier permettent de retracer l'histoire de cette population. Dans la deuxième partie du XIX^e siècle, les endiguements ont fait baisser artificiellement le niveau de la nappe, et la forêt s'est installée sur le site. La vigne sauvage, alors encore bien présente dans le delta comme partout en Europe, s'est sans doute établie dès le début de la succession forestière. La fourchette d'âges de ces vignes n'est pourtant que de 30 à 50 ans, du fait de perturbations (feux, chablis) qui ont pu affecter le peuplement. Mais il est très difficile d'évaluer leur âge exact, car les phases de jeunesse ne s'inscrivent pas dans les cernes. Elles pourraient donc bien avoir plus de 100 ans.

La morphologie en arc de cercle de certaines grosses vignes signifie une histoire complexe de grimpe, de chutes ou d'affaissements. Une fois dans la canopée, ces vignes s'établissent durablement et entament un développement horizontal en hauteur.

L'étude des cernes montre que d'autres vignes se sont plutôt développées en sous-bois. Il est avéré en effet que les taches de soleil stimulent davantage la photosynthèse des plantes de sous-bois que l'éclairage diffusé sous la voûte (Chazdon 1988 ; Percy 1990 ; Chazdon & Percy 1991). Or, notre étude montre que bien que dense, la couverture forestière reste très poreuse à la lumière, ce qui visiblement suffit pour la croissance des jeunes vignes sauvages.

D'après le propriétaire, ce site marécageux a pu être un vignoble avant de devenir forestier. En effet, lorsque le phylloxéra s'est répandu en Europe, la Camargue est devenue l'un des seuls endroits où il était encore possible de planter des vignes franc de pied (c'est-à-dire des cépages non greffés sur des porte-greffes américains). Le site du mas Saint-Georges a peut-être pu faire partie de ces initiatives de plantation. La forêt y aurait repris ses droits après abandon de ce vignoble, éliminant les vignes cultivées qui ne supportent en général guère la fermeture du milieu. Les vignes sauvages, adaptées à l'ambiance forestière, s'y sont alors installées. Vigne cultivée et

porte-greffe ont dû se maintenir autour du boisement et échanger des gènes avec la population sauvage. Puis les vignes cultivées échappées ont disparu. Seuls les porte-greffes se sont maintenus, relégués sur quelques lisières.

Dans les deux cas, c'est bien la libre évolution du milieu, sans usage anthropique marqué sur une large surface, qui a permis l'établissement et le maintien des vignes sauvages, dans un contexte encore très humide. Toutefois, les conditions semblent moins bonnes actuellement : les vignes souffrent de la chute des branches mortes des arbres de la canopée, ce qui mène à des cassures et à la mort de certains sarments. Celles qui tombent au sol repartent par marcottage, ou alors meurent.

Une population diversifiée

La diversité génétique des vignes sauvages du Mas Saint-Georges est légèrement plus basse que la moyenne des données européennes pour l'Espagne (de Andres *et al.* 2012), le Portugal (Lopes *et al.* 2009), l'Italie (Grassi *et al.* 2003), l'Autriche (Arnold *et al.* 2017), la Sardaigne (Zecca *et al.* 2009) et plus au nord, la Seine (Arnold *et al.* 2009). Cela reflète le confinement extrême de cette population. Les résultats génétiques et l'absence de semis mettent aussi en évidence que cette population appartenait à une population beaucoup plus large et dynamique au sein de laquelle les échanges génétiques se faisaient à des échelles spatiales bien plus larges.

Par ailleurs, les trois haplotypes retrouvés dans les vignes sauvages pures montrent que ce site se trouve dans une zone de convergence entre des haplotypes de l'ouest, du centre et du sud du bassin méditerranéen, comme l'a déjà démontré Arroyo-Garcia *et al.* (2006). On note tout de même l'absence de l'haplotype H2 qui est présent dans les populations de l'est de l'Europe, notamment le Danube (Arnold *et al.* 2017).

Malgré un nombre réduit de porte-greffes issus de culture, la diversité génétique de ces taxons est très élevée avec un nombre d'allèles privés double de ceux présents chez les cépages cultivars, et cinq fois supérieur chez les vignes sauvages. Cela est normal, car ces individus sont issus d'hybridations artificielles entre espèces américaines différentes. Les hybrides vigne sauvage/porte-greffe ou cépages se font dans les deux sens (entre

pollens d'individus sauvages et de porte-greffes et réciproquement).

Dans cette micro-population du Mas Saint-Georges, existe donc bien un complexe de *Vitis* de différentes origines, mais encore dominé par la vigne native, à l'inverse des autres sites du delta et de la basse vallée du Rhône (Arrigo & Arnold 2007).

Une reproduction sexuée inexistante pour la vigne sauvage, mais vigoureuse pour les hybrides

En dépit de conditions écologiques favorables pour les semis (bords de canal et de chemins toujours humides), nous n'avons trouvé aucun semis au cours des investigations faites dans ce boisement. Nous ne connaissons toutefois pas le ratio des plants mâles et femelles, car l'observation des grappes est difficile dans une canopée aussi dense. En effet, s'il est trop déséquilibré, cela pourrait expliquer la rareté des semis. Toutefois, la rareté des semis est générale en Europe. Il semblerait donc que la vigne sauvage ne puisse plus se reproduire, pour des raisons complexes et mal élucidées (sex-ratio des adultes déséquilibré, mais aussi concurrence végétale au sol, maladies ?). En revanche, nous avons observé de belles régénérations de semis d'individus hybridés dans le boisement voisin de frêne, peuplier blanc, orme et chêne pubescent de Meyranes. Ces hybrides sont peut-être issus d'individus adultes hermaphrodites, ce qui facilite la formation de fruits, ou peut-être aussi ont-ils hérité de traits biologiques nouveaux, plus favorables au contexte écologique actuel de la Camargue.

Conclusion

Les vignes sauvages ont occupé l'ensemble de la Provence durant des centaines de milliers d'années, ainsi que l'attestent les études paléobotaniques du Quaternaire (Saporta 1867) et holocènes (Ali *et al.* 2003). L'espèce a considérablement réduit son aire de distribution après les années 1950. Les derniers sites où elle subsiste sont donc particulièrement précieux.

Nous restons toutefois pessimistes quant à l'avenir de la sous-espèce, en raison de la rareté des adultes et de l'absence de toute reproduction sexuée. En revanche, les porte-greffes

échappés abondent dans tout le delta. Leur vigueur à l'état adulte est spectaculaire : certains pieds pouvant recouvrir des centaines de mètres le long des routes et des digues. Par ailleurs, ils font des fruits en abondance, qui sont transportés par les oiseaux. Les semis se retrouvent partout le long des digues et des chemins. L'avenir du genre *Vitis* semble bien passer par l'expansion généralisée d'individus issus de ce complexe d'hybridation.

Peut-on envisager de prolonger la survie des dernières vignes sauvages de Camargue dans ce boisement du mas Saint-Georges ? À court terme, nous encourageons le propriétaire des lieux à protéger ce site de coupes forestières massives, et à surveiller étroitement l'évolution de sa population, en collaboration avec l'association des Amis du Vigueirat. En dehors de ce lieu, une autre action importante serait d'éviter les tailles des haies dans les sites de Fiélouse et de la Tour du Valat.

L'avenir de la vigne dépend toutefois d'actions bien plus ambitieuses, comme le retour d'inondations dynamiques autour des bras du fleuve et une reconquête forestière plus large. Dans les boisements denses et inondés, il semblerait que les taxons américains et les vignes cultivées échappées y soient moins à l'aise, ainsi que cela a été décrit dans le parc national du Danube (Arnold *et al.* 2017). Il s'agit là d'un choix d'une société tout entière, mais qui se justifierait dans le cas de cette vaste aire protégée.

Remerciements

Tous nos remerciements vont à Jean-Claude Tarazzi, propriétaire du Mas Saint-Georges, qui nous a laissés explorer le site forestier à plusieurs reprises et a fourni des données inédites sur l'histoire du boisement ; Marine Pascal et Grégoire Massez, chargés de mission patrimoine naturel à l'association des Amis des Marais du Vigueirat qui nous ont accompagnés sur le terrain, en accord avec le propriétaire, et Pascal Grébet (Police administrative de la nature, référent espèces protégées DDTM 13). Le service Mer, eau et environnement, pôle Nature et territoires (Marseille) qui nous a mis en contact avec le CBN méditerranéen afin d'obtenir les autorisations de prélèvements. Nos remerciements vont également au relecteur anonyme qui nous a permis d'améliorer le texte.

Références

- Ali A.A., Guendon J.L., Terral J.F. & Roiron P., 2003. Les systèmes travertineux holocènes et les paléopaysages méditerranéens et subalpins (France) : une analyse géobotanique séquentielle à haute résolution spatiale. *Géographie physique et Quaternaire* 57(2-3) : 219-235.
- Andrés M.T., Benito A., Perez-Rivera G., Ocete R. & Lopez M.A., 2012. Genetic diversity of wild grapevine populations in Spain and their genetic relationship with cultivated grapevines. *Mol. Ecol.* 21: 800-816.
- Anzani R., Failla O., Scienza A. & Camprostrini F., 1990. Wild grapevine (*Vitis vinifera* var. *sylvestris*) in Italy: Distribution, characteristics and germplasm preservation. *Vitis* (Special Issue) 29: 97-112.
- Arnold A., 2002. Écologie de la vigne sauvage (*Vitis vinifera* L. ssp. *sylvestris* [Gmelin] Hegi.) dans les forêts alluviales et colluviales d'Europe. *Geobotanica Helvetica* 76 : 256.
- Arnold A., Bachman O., Schnitzler A., 2017. Insights into the *Vitis* complex in the Danube floodplain (Austria). *Ecol. Evol.* 7(19): 7796-7806.
- Arnold A., Schnitzler A., Parisot C. & Maurin A., 2009. A historical reconstruction of a relictual population of wild grapevines (*Vitis vinifera* ssp. *sylvestris*, [Gmelin], Hegi) in a floodplain forest of the upper Seine valley, France. *River Res. Applic.* 26: 904-914.
- Arrigo N. & Arnold C., 2007. Naturalised *Vitis* rootstocks in Europe and consequences to native wild grapevine. *PlosOne* 6, e521.
- Arrigo N., 2005. *Lambrusques de la vallée du Rhône. Une approche génétique et écologique*. Travail de Master, université de Neuchâtel, 144 p.
- Arroyo-García R., Lefort F., de Andres M.T., Ibáñez J., Borrego J., Jouve N., Cabello F. & Martínez-Zapater J.M., 2002. Chloroplast microsatellite polymorphisms in *Vitis* species. *Genome*, 45(6): 1142-1149.
- Arroyo-García R., Ruiz-García L., Bolling L., Ocete R., Lopez M.A., Arnold C. et al. 2006. Multiple origins of cultivated grapevine (*Vitis vinifera* L. ssp. *sativa*) based on chloroplast DNA polymorphisms. *Mol. Ecol.* 15(12): 3707-3714.
- Bowers J. E., Dang, G. S., Vignani R., & Meredith C. P., 1996. Isolation and characterization of new polymorphic simple sequence repeat loci in grape (*Vitis vinifera* L.). *Genome* 39: 628-633.
- Bowers J.E., Dangl G.S. & Meredith C.P., 1999. Development and characterization of additional microsatellite DNA markers for grape. *American Journal of Enology and Viticulture* 50(30): 243-256.
- Bravard J.P., Provansal M., Arnaud-Fassetta G., Chabbert S., Gaydou P., Dufour S., Richard F., Valloteau S. Melun G. & Passy P. 2008. Un atlas du paléo-environnement, de la plaine alluviale du Rhône de la frontière suisse à la mer. In: Desmet M., Magny M. & Mocchi F. (éd.), *Du climat à l'homme : dynamique holocène de l'environnement dans le Jura et les Alpes*. Edytem, Chambéry, *Cahiers de Paléoenvironnement*, 6 :101-116.
- Chauvelon P., 1996. *Hydrologie quantitative d'une zone humide méditerranéenne aménagée : le bassin du Fumemorte en Grande Camargue, delta du Rhône*. Thèse de doctorat, université de Montpellier.
- Chazdon R.L. & Pearcy R.W., 1991. The importance of sunflecks for forest understory plants. *BioScience* 41: 760-766.
- Chazdon R.L., 1988. Light variation and carbon gain in rain forest understory plants. *J. Ecol.* 74: 995-1012.
- Gonsamo A., Walter J.M. & Pellikka P., 2011. CIMES: A package of programs for determining canopy geometry and solar radiation regimes through hemispherical photographs. *Computers and Electronics in Agriculture* 79: 207-215.
- Grassi F., Imazio S., Failla O., Scienza A., Ocete-Rubio R., Lopez M.A., Sala F. & Labra M., 2003. Genetic isolation and diffusion of wild grapevine Italian and Spanish populations as estimated by nuclear and chloroplast SSR analysis. *Plant Biol.* 5, 6: 608-614.
- Lopes M.S., Mendonça D., Rodrigues dos Santos M., Eiras-Dias J.E. & da Camara Machado A. 2009. New insights on the genetic basis of Portuguese grapevine and on grapevine domestication. *Genome*, 52: 790-800.
- Molinier R. & Tallon G., 1965. Études botaniques en Camargue. I. La Camargue, pays de dunes, II. Vers la forêt en Camargue. *La Terre et la Vie. Revue d'écologie appliquée* 1-2:1-192.
- Ocete R., Ocete E. & Ocete-Perez C., 2012. Ecological and sanitary characteristics of the Eurasian wild grapevine (*Vitis vinifera* L. ssp. *sylvestris* [Gmelin] Hegi) in Georgia (Caucasian region), *Plant Genet. Resour-C.* 10(2): 155-162.
- Peakall R., & Smouse P.E., 2006. GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Mol. Ecol. Notes.* 6: 288-295.
- Pearcy, R.W. 1990. Sun-flecks and photosynthesis in the plant canopy. *Ann. Rev. Plant Physio.* 41: 421-453.
- Pichard G. & Roucaute E., 2014. Sept siècles d'histoire hydroclimatique du Rhône d'Orange à la mer (133-2000). Climat, crues, inondations. *Méditerranée* (hors série), 192p.
- Pritchard J.K., Stephens M. & Donnelly P., 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155: 945-959.
- Saporta G. de, 1867. La flore des tufs quaternaires en Provence. *Bull. Soc. Bot. Fr.* 14 : 1-32.
- Schnitzler A. & Arnold C., 2010. Contribution des lianes à la biodiversité forestière méditerranéenne. *ecologia mediterranea* 36(1) : 5-24.
- Schnitzler A., 2014. Distribution, données floristiques et architecture des boisements du delta du Rhône (sud-est de la France). *ecologia mediterranea* 40(2) : 1-16.
- Schweingruber F.H., 1988. *Tree rings. Basics and applications of dendrochronology*. D. Reidel Publishing Co., Dordrecht, 276 p.
- Sefc K. M., Regner F., Turetschek E., Glössl J., & Steinkellner H., 1999. Identification of microsatellite sequences in *Vitis riparia* and their applicability for genotyping of different *Vitis* species. *Genome* 42(3): 367-373.
- Thomas M. R. & Scott N. S., 1993. Microsatellite repeats in grapevine reveal DNA polymorphisms when analysed as sequence-tagged sites (STSs). *TAG Theoretical and Applied Genetics* 86(8): 985-990.
- Zecca G., De Mattia F., Livicu G., Labra M., Sala F. & Grassi F., 2009. Wild grapevine: *sylvestris*, hybrids or cultivars that escaped from vineyards? Molecular evidence in Sardinia. *Plant Biol.* 12: 558-562.

Caractérisation de la végétation des friches situées au sein d'un réseau d'infrastructures de transport : le cas de la vallée de l'Huveaune – Marseille

Characterisation of the vegetation of urban wastelands situated within transport infrastructure sites: the case of the Huveaune valley – Marseille

Pauline BRAVET¹, Audrey MARCO^{2,*}, Valérie BERTAUDIÈRE-MONTÈS¹

1. Aix-Marseille université, IRD, LPED, Marseille, France.

2. École nationale supérieure de paysage (ENSP) - Laboratoire de recherche en projet de paysage (Larep), 31, boulevard d'Athènes, 13232 Marseille cedex 01.

*Auteur correspondant : a.marco@ecole-paysage.fr

Received: 22 November, 2017; First decision: 16 January, 2018; Revised: 23 March, 2018; Accepted: 15 April, 2018

Résumé

Souvent considérées comme des délaissées sans valeur, colonisées par une végétation dépréciée, désordonnée et peu entretenue, les friches urbaines sont aujourd'hui en France porteuses d'enjeux de territoire extrêmement forts, notamment pour la préservation de la biodiversité et la mise en place des Trames vertes et bleues. Figurant parmi les derniers espaces de nature « sauvage » mais aussi les derniers espaces urbanisables en ville, elles font l'objet de toutes les convoitises. D'un point de vue écologique, la diversité biologique de ces espaces en région méditerranéenne reste encore largement méconnue. Une étude a donc été conduite sur vingt-quatre friches situées au sein du réseau d'infrastructures de transport de la basse vallée de l'Huveaune entre Marseille et Aubagne, dans le sud-est de la France, afin de caractériser la végétation de ces espaces sur le plan taxonomique, morphologique et biologique.

Mots clés : transect, diversité floristique, traits morphologiques et biologiques, changement d'occupation des sols, entretien.

L'analyse des données floristiques issues des transects de végétation montre que ces friches d'infrastructures de transport, riches et diversifiées, sont dominées par cinq espèces herbacées de la famille des Poacées dans laquelle quelques espèces végétales arbustives et arborées cohabitent. Les espèces végétales dominantes sont caractéristiques des milieux urbains rudéraux, ouverts, et accompagnées d'espèces végétales de bords de route et de cultures témoignant de la longue histoire des changements d'occupation et d'utilisation des sols qu'a connus la vallée et des perturbations récentes auxquelles elle est soumise. La microtopographie liée au réseau d'infrastructures de transport ne semble pas avoir d'influence sur la structure et la composition floristiques des friches, excepté sur la fréquence de certains traits biologiques et morphologiques. L'entretien pratiqué au niveau des friches de talus des infrastructures peut être un facteur explicatif des différences observées. Ces différences, visuellement perceptibles, peuvent également contribuer sur le plan esthétique et sensible à une variation d'appréciation de la diversité végétale entre les friches pentues et non pentues par le grand public.

Abstract

Often considered as abandoned sites of no value, colonised by vegetation that is depreciated, disordered and poorly maintained, urban wastelands are today in France the focus of major territorial issues, in particular with regard to the preservation of the biodiversity and the development of Green and Blue Infrastructure. Featuring among the last 'wild' natural spaces, but also the last areas in the city that are still available for urban development, they are universally coveted. From the ecological point of view, the biological diversity of these areas in the Mediterranean region remains largely unknown. A study was therefore undertaken on 24 urban wastelands situated within the transport infrastructure sites of the lower Huveaune valley between Marseille and Aubagne, in south-east France, in order to characterise the vegetation of these areas with regard to the taxonomic, morphological and biological aspects. The analysis of the floristic data resulting from vegetation transects shows that these infrastructure wastelands, rich and diversified, are dominated by five herbaceous species of the Poaceae family, in which a few shrub and tree species cohabit. The dominant plant species are characteristic of ruderal, open urban environments, and are accompanied by roadside and field edge plant species that are evidence of the long history of changes of land occupation and use that the valley has been witness to and of recent disturbances to which it has been subjected. The micro-topography related to the transport infrastructure system does not appear to have any influence on the structure and composition of the floristic composition of wasteland sites, except on the frequency of certain biological and morphological traits. The maintenance carried out on the transport infrastructure embankment wastelands may be a factor that explains the differences observed. These visually perceptible differences may also contribute from the aesthetic and affective points of view to the variation of the degree of appreciation by the general public of the plant diversity between the sloping and non-sloping wasteland sites.

Abridged version

Urban wastelands, like all vacant land, have long been associated with a negative image because of the repulsion that they inspire. As true land reserves, they are today at the centre of territorial planning policy, reflecting needs in terms of uses in the city at economic, social

and even ecological level. Yet although there has been profusion of work in urban ecology in recent years with the development of Green and Blue Infrastructure, the vegetation of these spaces remains poorly known with regard to both the composition and the dynamic, in particular as concerns transport infrastructure wasteland sites, where the difficulty of access can impede the drawing up of inventories by naturalists. A recent study, carried out at 24 wasteland sites situated within the transport system infrastructure of the lower Huveaune valley between Marseille and Aubagne, in the French Mediterranean region, has provided a basis for the characterisation of the vegetation of these areas from the taxonomic, morphological and biological points of view (table 1), in relation with the micro-topography created in the course of the construction of the transport system infrastructure (figure 1). The aim of the characterisation of the flora of these transport infrastructure wasteland sites is to contribute to the fundamental knowledge of the floristic diversity of these areas, and to provide some degree of understanding to offset the negative perception that this vegetation often inspires.

The analysis of the floristic data resulting from the transects of the vegetation (4 × 5 m long) carried out on the stretch of territory from the station at La Pomme to Aubagne station shows that these transport infrastructure wasteland sites are taxonomically rich and diversified since 158 different species (annexe I), belonging to 39 botanical families, have been recorded. With a mean richness of 27 species ($\sigma=5.7$), a mean Shannon index close to 3.48 ($\sigma=0.40$), and an equitability index of 0.74, the wasteland sites are dominated by five herbaceous species of the Poaceae family (*Bromus sterilis* L. (FSm: 26%; CSm: 12%), *Bromus madritensis* L. (FSm: 21%; CSm: 11%), *Avena sativa* L. (FSm: 21%; CSm: 9%), *Piptatherum miliaceum* (L.) Coss. (FSm: 11%; CSm: 6%) and *Hordeum murinum* L. (FSm: 11%; CSm: 6%), and in which a few shrub and tree species cohabit. The perennial and annual species are well represented, and the presence of perennial species such as *Rubus fruticosus* L., *Hedera helix* L., *Ulmus minor* Mill. indicates an advanced state in the plant succession, with vegetation that is beginning to close up. These transport infrastructure wasteland sites would thus appear to be in a progressive dynamic, or more precisely a state of transition between the pioneer state (with only the presence of annual species)

Keywords: transect, floral diversity, morphological and life history traits, land cover changes, vegetation management.

and the post-pioneer state (dense pre-forest shrub species). The dominant species, thermophilous and nitrophilous, are characteristic of open, ruderal urban environments. They are accompanied by about fifteen roadside and field edge plant species, testimony to the long history of changes in the patterns of land occupation and use that have occurred in the valley and the recent disturbances to which it has been subjected. The vegetation of the transport infrastructure wasteland sites in the Huveaune valley might be qualified as 'rurban', in as much as it features plants from both urban and rural environments.

Principal Component Analyses (PCA) were performed (figure 2) in order to determine the dominant morphological and biological traits of the wasteland vegetation. In general, the vegetation is composed of plant species which have a pubescent or glabrous vegetative plant system (figure 2a *Caractère épineux / Spiny character*), and are tall (figure 2b *Hauteur de la plante / Height of the plant*). All the flower colours occur, with a majority of green flowers (figure 2c *Couleur de la corolle / Colour of the corolla*), with a corolla of small or intermediate size (between 1 and 2 cm, figure 2d *Taille de la corolle / Size of the corolla*), mainly flowering in summer and spring, or even autumn (figure 2e *Période de floraison / Flowering phenology*). The main modes of dispersal of the species are anemochory and zoochory (figure 2f *Type de dispersion / Mode of dispersal*), as in other phytocenoses constitutive of Mediterranean urban systems.

The influence of the micro-topography related to the transport system infrastructure was tested on floristic data by separating the transport infrastructure wasteland sites into two equivalent groups (figure 1): sloping sites, transport infrastructure embankment wastelands where the mean slope measured was 63%, and non-sloping wasteland, flat sites enclosed within a transport infrastructure area. The micro-topography had no influence on the structure of the floristic composition of the transport infrastructure wasteland sites since the species observed are overall very similar, as is their contribution whatever the degree of slope of the site. Only the specific richness was greater in the non-sloping sites (table 2). This result is certainly linked to the history of land use of the wasteland lots and the local anthropogenic disturbances, which differ between the sloping and flat sites. A few differences were also observable regarding the frequency of certain biological traits, in

particular in the sloping sites, which mainly harbour anemochorous species. The maintenance operations carried out on the transport system embankment wastelands may be a factor that explains the differences observed. They are regularly mown in early summer, avoiding the ligneous elements, thus maintaining the wasteland sites with a herbaceous cover of Poaceae, mainly with an anemochorous mode of dissemination.

Finally, the taxonomic and morphological analysis of the vegetation of the transport infrastructure wasteland sites shows that because of the diverse character of the vegetation related to the balanced pattern of distribution of species in the plant cover, it presents characteristics which might be appreciated by the general public. From the morphological point of view, the vegetation of the non-sloping sites meets more of the criteria of acceptance than the sloping sites. It presents a more diverse appearance, with more brightly coloured flowers of lesser height. In contrast, the tall vegetation of the sloping sites appears more uniform, and possesses a large majority of non-prickly species with small flowers of vertical inflorescence, not very colourful, of the Gramineae type. Thus, making these intrinsic characteristics of this vegetation known among the stakeholders of the territory might serve to enhance the image of this vegetation and these sites and overcome the limited perception of "an unwelcoming, dirty tangle of vegetation".

Introduction

Les villes et leurs périphéries recèlent de nombreuses friches urbaines, de taille variable, où la végétation se développe spontanément. Les anciens sites industriels délaissés, les friches marchandes ou publiques désaffectées, les talus de voies ferrées non gérés, les terrains en attente de construction, les zones de chantier, ont pendant longtemps été considérés comme des espaces sans valeur. Témoins des mutations économiques des villes, ces espaces souffrent aussi d'une image négative en raison de la répulsion qu'ils inspirent (Schnitzler & Génot, 2012). Les caractéristiques même de la végétation spontanée qui s'y développe peuvent exercer une influence non négligeable sur leur appréciation dans la ville (Marco *et al.* 2016). Pourtant, les friches urbaines, en tant que ressources foncières, sont aujourd'hui au

cœur des politiques de planification territoriale, reflétant les besoins en termes d'usages dans la ville sur les plans économique, social voire même écologique. Alors que certaines friches font l'objet de requalification urbaine voire de réhabilitation (Anquetil 2016) dans une optique culturelle ou de loisirs, et même paysagère (Roger 1997 ; Soulier 2006 ; Clément 2014), d'autres trouvent des occupations imprévues telles que des expérimentations artistiques (Thorion 2005), des installations d'habitats de fortune (Serre 2016), voire des activités non cadrées, vernaculaires, telles que la cueillette ou le jardinage (Scapino 2016). Ces espaces délaissés ont été largement étudiés dans leur dimension sociale pour essayer de comprendre leur rôle, souvent ambivalent, dans la vie de l'homme (Lizet 2010).

D'un point de vue écologique, l'intérêt pour les friches urbaines va de pair avec l'avènement de l'écologie urbaine et du développement urbain durable, popularisés depuis le Sommet de la Terre à Rio en 1992. Le Grenelle de l'environnement, déployé en 2007 en France, a mis en avant la nécessité de maintenir et de sauvegarder la biodiversité *via* la mise en place de Trames vertes et bleues, notamment en ville, afin de faciliter la dispersion de la faune et de la flore dans les espaces de nature fragmentés par l'urbanisation (Clergeau & Blanc 2013). Des travaux pionniers en écologie des communautés et du paysage ont été conduits sur les friches urbaines des régions Ile-de-France et Pays de la Loire ces dernières années pour décrire notamment les assemblages végétaux en présence (Muratet *et al.* 2017), mesurer la connectivité entre les friches (Muratet *et al.* 2007 ; 2013), estimer les impacts des espèces invasives (Maurel *et al.* 2010) et déterminer les facteurs influençant les patrons floristiques observés (Bonthoux *et al.* 2014 ; Brun 2015). Malgré ces travaux, la végétation de ces espaces reste encore largement méconnue tant dans sa composition que dans sa dynamique du fait de la diversité des modes d'occupation et d'utilisation des sols, qui offrent des situations inédites d'assemblages d'espèces végétales.

Parmi les friches urbaines, les friches d'infrastructures de transport ont été peu explorées jusqu'à maintenant sur le plan naturaliste car leur accès est souvent difficile pour la mise en œuvre d'inventaires floristiques et sont souvent dépréciées du fait du caractère ordinaire de la flore qui s'y développe. Prenant souvent la forme de talus enherbés, parfois

très pentus, ces dépendances vertes à vocation principalement technique représentent des surfaces importantes entre les voies de circulations (François 2014). Pour des questions de sécurité, elles peuvent être régulièrement tondues ou fauchées afin de garantir la visibilité aux usagers des infrastructures ou parfois laissées à l'abandon quand la nécessité d'entretien ne se fait pas sentir. Dans le cadre de la réflexion des Trames vertes et bleues, ces dépendances vertes sont aujourd'hui sous le feu des projecteurs dans les politiques d'aménagement du territoire en faveur de la biodiversité et commencent à changer de statut. Elles peuvent en effet contribuer à la mise en place de corridors écologiques associés aux réseaux de mobilité urbaine (association Espaces et observatoire Natureparif 2012). En France, les travaux de thèse de C. Penone (Penone *et al.* 2012) sur les continuités écologiques des friches ferroviaires de sept lignes franciliennes ainsi que les travaux de recherche de Delbaere *et al.* 2015 sur le paysage, la diversité animale et végétale d'intérêt écologique sur les délaissés et accotements infrastructuraux de l'eurométropole Lille-Kortrijk-Tournai font office d'état des lieux.

La région méditerranéenne est un secteur particulièrement pertinent pour apporter de nouvelles connaissances sur la végétation des infrastructures de transport. En effet, la région dispose d'un réseau d'infrastructures de transport particulièrement diversifié (fluvial, maritime, routier, ferré) qui doit dans son développement composer avec les difficultés d'insertion liées à la fois aux espaces naturels remarquables et aux espaces d'urbanisation plus ou moins diffuse (DREAL CARTOPAS 2014). L'étude écologique qui suit s'inscrit plus largement dans une recherche interdisciplinaire, D-Transect de la programmation de recherche ITTECOP 2012 (Infrastructures de transports terrestres, écosystèmes et paysages), articulant la sociologie et l'aménagement du territoire, autour du projet d'élargissement de la voie ferrée de Transports express régionaux (TER), mis en place en 2015 entre Toulon et Marseille, dans le département des Bouches-du-Rhône (13) - France. Ce travail de recherche a mis en évidence, le long d'un tronçon ferroviaire de 11 km allant de la gare de la Pomme à la gare d'Aubagne, que les friches étaient fortement représentées dans un rayon de 400 m centré sur la voie ferrée et majoritairement concentrées au niveau des nœuds formés par le croisement des réseaux autoroutier, ferré et

hydrologique (Collectif 2015 ; <http://dtransect.jeb-project.net/>). L'étude qui va suivre propose de donner une double lecture de la végétation qui se développe sur ces espaces. La caractérisation de la flore de ces friches a pour objectifs de contribuer à la connaissance fondamentale de la diversité floristique de ces espaces et d'apporter des éléments de compréhension à la perception négative que l'on porte communément sur cette végétation. L'analyse écologique a porté précisément sur une série de traits taxonomiques, morphologiques et biologiques des espèces végétales recensées au regard de la microtopographie créée lors de la construction du réseau d'infrastructures de transport.

Méthodologie

Site d'étude

Le site d'étude se situe en périphérie de la ville de Marseille, dans la basse vallée de l'Huveaune. Cette vallée traversée par le fleuve côtier Huveaune est un axe structurant du territoire marseillais. Elle se caractérise par un enchevêtrement d'infrastructures de transport (D2, N8, A50, voie ferrée de Marseille à Vintimille, ligne TGV), de commerces (zone commerciale de la Valentine au nord), d'industries (usines alimentaires ou chimiques et délaissés industriels) et d'habitats (habitations denses et diversifiées : privées, semi-collectives, collectives) qui s'accumulent de part et d'autre du fleuve. Les infrastructures de transport découpent de manière linéaire ce territoire et présentent à leurs abords de nombreux talus végétalisés et des espaces de nature plans, enclavés au sein du réseau de transport (friches, boisements...). Ces terrains, dédiés au maraîchage et au pâturage au XIX^e siècle, étaient rattachés aux grands domaines bastidaux et fermiers qui s'étaient installés de part et d'autre du fleuve Huveaune (Roncayolo 1952). La multiplication des infrastructures de transport dans les décennies qui suivirent participa progressivement à la fragmentation et à l'enclavement de ces espaces de nature, mais aussi à la genèse d'un grand nombre de dépendances vertes plus ou moins pentues aux abords des voies de circulation. D'autres espaces en déclin parsèment actuellement le fond de vallée, notamment ceux de grande superficie qui ont accueilli des industries au moment du déploiement de l'activité industrielle marseillaise.

Plan d'échantillonnage et relevés floristiques au sein des friches

Vingt-quatre friches d'une superficie de plus de 400 m² ont fait l'objet d'un inventaire floristique sur la portion de territoire allant de la gare de la Pomme à la gare d'Aubagne au cours de la période de mai à juin 2014 à proximité de la voie ferrée. Le pourcentage de pente a été pris en compte pour voir s'il y avait des différences entre les friches en talus



Figure 1 – Illustrations des friches pentue (1a) et non pentue (1b) inventoriées. Figure 1a : friche en pente située en bordure de la route départementale D2, desservant la vallée de l'Huveaune côté rive droite (photo Marco A. 2013). Figure 1b : friche non pentue située à proximité d'entreprises, en bordure de la route départementale D2, desservant la vallée de l'Huveaune côté rive droite (photo Marco A. 2013).

Figure 1 – Illustrations of sloping (1a) and non-sloping (1b) wasteland sites inventoried. Figure 1a: sloping sites situated at the edge of local road D2, running along the right bank of the Huveaune valley (Photo Marco A. 2013). Figure 1b: non-sloping wasteland site in proximity to businesses, at the edge of local road D2, running along the right bank of the Huveaune valley (Photo Marco A. 2013).

longeant le réseau de transports et les friches plus plates à son abord. Ainsi, les friches ont été séparées en 2 groupes équivalents (figure 1) : les friches pentues (figure 1a), dont la mesure a montré une inclinaison moyenne de 63 %, et les friches non pentues (figure 1b). Quatre transects de 5 m de long ont été disposés aléatoirement au sein de chaque friche. Sur chacun des transects, les espèces végétales ont été relevées tous les 5 cm, donnant ainsi 100 points de lecture de la végétation. Les taux de recouvrement des strates herbacée, arbustive et arborescente, le pourcentage de recouvrement total de la végétation et la liste des espèces arborées ont été établis par un relevé à l'œil nu. Parallèlement à cela, certaines informations complémentaires témoignant de l'accessibilité des friches et des usages de ces espaces ont été récoltées sur le terrain : le type de délimitation de la friche (haie, grillage...), la présence de déchets, de sentiers, de campements, etc.

Traits morphologiques et biologiques étudiés

Pour décrire la flore de ces friches à partir de descripteurs faisant appel à la dimension esthétique et sensible de la flore ainsi qu'à sa dynamique, une base de données portant sur des traits morphologiques et biologiques a été élaborée à la suite de la campagne de terrain. Ces traits ont été renseignés à partir de

la consultation de flores botaniques et de bases de données floristiques : *La Grande Flore en couleurs* (Bonnier & Douin 1990) ; *Flore de la France méditerranéenne continentale* (Tison *et al.* 2014) ; Tela Botanica (<http://www.tela-botanica.org>) ; BASECO (Gachet *et al.* 2005) ; Baseflor (Julve 1999).

Pour chacune des espèces rencontrées lors des relevés, six traits morphologiques ont été renseignés ainsi que trois autres traits biologiques (tableau 1). Les traits morphologiques ont été choisis au regard de résultats mis en évidence lors d'une précédente étude portant sur la perception citadine de la végétation spontanée en ville (Marco *et al.* 2016). Les résultats de l'enquête ont montré que la végétation spontanée était appréciée des citadins lorsque celle-ci était composée de fleurs et de couleurs, diversifiée et riche. Elle était cependant dépréciée lorsqu'elle était haute et présentait des épines, des fleurs fanées et une faible abondance. Ainsi, six traits morphologiques caractérisant l'appareil végétatif et reproducteur de la plante ont été renseignés afin de confronter les caractéristiques morphologiques réelles de la végétation des friches à celles identifiées comme participant à la perception négative ou positive de celle-ci par les citadins. L'hypothèse sous-jacente étant que la végétation des friches présente des caractéristiques morphologiques qui participent à sa perception négative. Le trait *Type d'inflorescence* a été simplifié en trois

Tableau 1 – Liste des traits morphologiques et biologiques renseignés pour chaque espèce et de leurs modalités associées.

Table 1 – List of biological and morphological traits studied for each species and their associated modes.

Traits	Modalités			
Morphologiques	Caractère épineux	Nul	Piquant	Pubescent
	Caractère ligneux	Ligneux	Herbacé	
	Couleur de la corolle	Verte Jaune	Bleu-rose	Blanche
	Taille de la corolle	Petite	Grande	Moyenne
	Type d'inflorescence	Groupée	Verticale	Étalée
	Hauteur plante (cm)	0-30 30-60	60-90 90-120	120-150 <150
Biologiques	Période de floraison	Printemps Printemps-été	Été Été-automne	Année biologique
	Mode de dissémination	Anémochorie Anémo et zoochorie	Barochorie Baro et anémochorie	Baro et zoochorie Zoochorie Autochorie
	Cycle de vie	Annuelle	Vivace	Bisannuelle

morphotypes pour pouvoir l'interpréter en termes de perception visuelle. Cette simplification a été faite en regroupant les différentes inflorescences en trois groupes selon leur structuration par rapport à l'axe de la plante : (1) les inflorescences verticales, rassemblant les épis, les grappes et les panicules ; (2) les inflorescences groupées, rassemblant les corymbes, les capitules, les ombelles et les fleurs isolées ; et (3) les inflorescences étalées avec les cymes.

Analyse des données

Pour l'ensemble des friches, la composition floristique a été décrite à travers les espèces végétales les plus fréquentes (FSm : fréquence spécifique moyenne, exprimée en %) et à plus forte contribution (CSm : contribution spécifique moyenne, exprimée en %) au sein des relevés floristiques. La richesse spécifique moyenne et les recouvrements moyens relatifs aux différentes strates ont été calculés ainsi qu'un indice de Shannon et d'équitabilité. Ces données écologiques ont été ensuite analysées au regard du statut « pentu » ou « non pentu » de la friche. Des tests de Student ont été appliqués au seuil de 5 % lorsque les conditions d'application étaient respectées (distribution normale et homoscedasticité) et, dans le cas contraire, les analyses ont été effectuées *via* des tests de Wilcoxon au seuil de 5 %. Les différences entre les deux types de friches selon les contributions spécifiques moyennes d'une part, et les fréquences spécifiques moyennes d'autre part, ont été testées par des tests de Chi² au seuil de 5 %. La similarité floristique entre les friches pentues et

non pentues a été évaluée à partir d'un indice de similarité de Jaccard.

Ensuite, afin de dégager les traits morphologiques et biologiques dominants de la végétation des friches, la composition floristique des friches au regard des fréquences des espèces a été mise en relation avec les caractéristiques morphologiques et biologiques de celles-ci. Des analyses multivariées et plus particulièrement des Analyses en composantes principales (ACP) ont été réalisées. Pour une meilleure lecture, elles ont été effectuées trait par trait, suivant les modalités de chaque trait (9 traits avec 3 à 7 modalités). Le trait *Caractère ligneux* n'a pas fait l'objet d'une ACP, car il présente uniquement 2 modalités. Pour ce trait, chacune de ses modalités a alors fait l'objet d'un test statistique univarié (Test non paramétrique de Wilcoxon au seuil de 5 %, les modalités ne suivant pas une loi normale).

Toutes ces analyses statistiques ont été réalisées avec le programme R (R Core Team 2014) en utilisant le package « ade 4 ».

Résultats

Descripteurs taxonomiques

Un total de 158 espèces différentes, appartenant à 39 familles botaniques, a été comptabilisé dans les 24 friches étudiées (annexe I), avec un même nombre d'espèces dans les 2 types de friche (tableau 2). Les familles les plus représentées sont celles des Astéracées (17 %) et des Poacées (16 %), puis les Fabacées (13 %). Les cinq espèces qui sont les plus fréquentes et les plus abondantes en moyenne au sein des friches pentues et non

Tableau 2 – Récapitulatif des descripteurs taxonomiques suivant le statut topographique des friches (* différence significative au seuil 5 %)

Table 2 – Summary of taxonomic descriptors according to the topographical status of the wasteland sites (* significant difference at threshold of 5 %)

Friche	Nombre total d'espèces	Richesse spécifique	Indice de Shannon	Indice d'équitabilité	Recouvrement total moyen (%)	Recouvrement arboré moyen (%)	Recouvrement arbustif moyen (%)	Recouvrement herbacé moyen (%)
Non pentue	119	29,6*	3,64	0,75	93,79	17,58	10	94,17
Pentue	115	24,5*	3,33	0,72	98,79	30	16,67	83,33
Total	158	27	3,48	0,74	96,29	23,79	12,92	88,75

pentues font partie de la famille des Poacées et correspondent au *Bromus sterilis* L. (FSm : 26 % ; CSm : 12 %), *Bromus madritensis* L. (FSm : 21 % ; CSm : 11 %), *Avena sativa* L. (FSm : 21 % ; CSm : 9 %), *Piptatherum miliaceum* (L.) Coss. (FSm : 11 % ; CSm : 6 %) et *Hordeum murinum* L. (FSm : 11 % ; CSm : 6 %).

Le cortège floristique associé à ces espèces dominantes se caractérise par 16 espèces qui ont des contributions spécifiques de plus de 1 % : *Galium aparine* L., *Cichorium intybus* L., *Knautia integrifolia* (L.) Bertol., *Clematis vitalba* L., *Melica ciliata* L., *Bromus diandrus* Roth, *Convolvulus arvensis* L., *Plantago lanceolata* L., *Malva sylvestris* L., *Geranium rotundifolium* L., *Elytrigia* sp. Desv., *Avena strigosa* subsp. *barbata* (Link) Thell., *Dittrichia viscosa* (L.) Greuter, *Elytrigia campestris* (Godr. & Gren.) Kerguelen, *Rostraria cristata* (L.) Tzvelev, *Torilis arvensis* (Huds.) Link. Les 137 espèces restantes sont présentes à moins de 1 % dans les friches et regroupent les espèces ligneuses telles que *Clematis vitalba* L., *Dittrichia viscosa* (L.) Greuter, *Rubus fruticosus* L. ou encore *Ulmus minor* Mill.

Les friches ont en moyenne une richesse spécifique de 27 espèces par friche ($\sigma = 5,7$). Les friches pentues ont une richesse spécifique moyenne de 24,5 espèces ($\sigma = 4,8$), qui diffère significativement de celles des friches non pentues (29,6 espèces ($\sigma = 5,5$)) ; ($t = -2,353$, $df = 21,716$, $p\text{-value} = 0,028$).

Le recouvrement moyen des friches est de 96,3 % ($\sigma = 4,9$), la strate végétale la plus représentée étant la strate herbacée. Il n'y a pas de différence significative entre les friches pentues et non pentues tant pour le recouvrement total ($W = 47,5$, $p\text{-value} = 0,121$) que pour le recouvrement de chaque strate de végétation (pour la strate arborescente : $W = 50,5$, $p\text{-value} = 0,221$; pour la strate arbustive : $W = 62$, $p\text{-value} = 0,556$; pour la strate herbacée : $W = 88,5$, $p\text{-value} = 0,270$).

Les friches ont en moyenne un indice de Shannon proche de 3,48 ($\sigma = 0,40$) et un indice d'équitabilité de 0,74 ($\sigma = 0,06$). Ces indices n'ont respectivement pas de différence significative entre les friches pentues et non pentues (indice de Shannon : $t = 1,965$, $df = 20,942$, $p\text{-value} = 0,0627$; indice d'équitabilité : $t = 0,877$, $df = 21,577$, $p\text{-value} = 0,39$). Elles ont un indice de similarité de Jaccard d'une valeur de 0,47.

Descripteurs morphologiques

Caractéristiques des appareils végétatifs des espèces végétales

Les résultats des ACP pour les traits morphologiques relatifs au *Caractère épineux* et à la *Hauteur de la plante* sont présentés en Figure 2.

Sur la figure 2a, l'axe 1 (70 % de l'inertie) de l'ACP sur le trait *Caractère épineux* différencie à gauche les espèces ayant des caractéristiques pubescentes ou piquantes des espèces n'ayant aucune pubescence ni épine à droite. L'axe 2 (30 % de l'inertie) sépare quant à lui les espèces pubescentes en haut du graphique des espèces piquantes en bas. De manière générale, les friches sont plutôt composées d'espèces dont l'appareil végétatif est pubescent ou glabre, les espèces à appareil végétatif de type piquant sont moins représentées. Les friches pentues sont majoritairement composées d'espèces à l'appareil végétatif n'ayant ni pubescence ni épine, par exemple avec la présence importante de *Bromus madritensis*. Les friches non pentues sont, quant à elles, diversifiées d'un point de vue des appareils végétatifs des espèces végétales, avec aussi bien des espèces à appareil végétatif pubescent comme *Malva sylvestris*, piquant comme *Galium aparine*, que glabre comme *Hordeum murinum*.

Sur la figure 2b, l'axe 1 (34,46 % de l'inertie) de l'ACP sur les modalités du trait *Hauteur de la plante* sépare à gauche les hauteurs les plus faibles (0-30 cm et 30-60 cm) des hauteurs les plus élevées à droite (60-90 cm, 90-120 cm, 120-150 cm, > 150 cm). L'axe 2 (23,39 % de l'inertie) sépare les modalités selon leur extrémité, avec les valeurs les plus extrêmes en haut (0-30 cm, et les hauteurs supérieures à 90 cm), et les valeurs « moyennes » en bas (30-60 cm et 60-90 cm). Les friches sont ainsi majoritairement composées d'espèces ayant une taille comprise entre 0 et 90 cm. Pour les friches non pentues, ce sont principalement des espèces mesurant entre 0 et 60 cm (strate herbacée moyenne), comme *Plantago lanceolata* ou *Centaurea aspera* L., alors que les friches pentues ont en grande majorité des espèces mesurant entre 30 et 90 cm (strate herbacée haute), comme *Bromus sterilis* ou *Piptatherum miliaceum*.

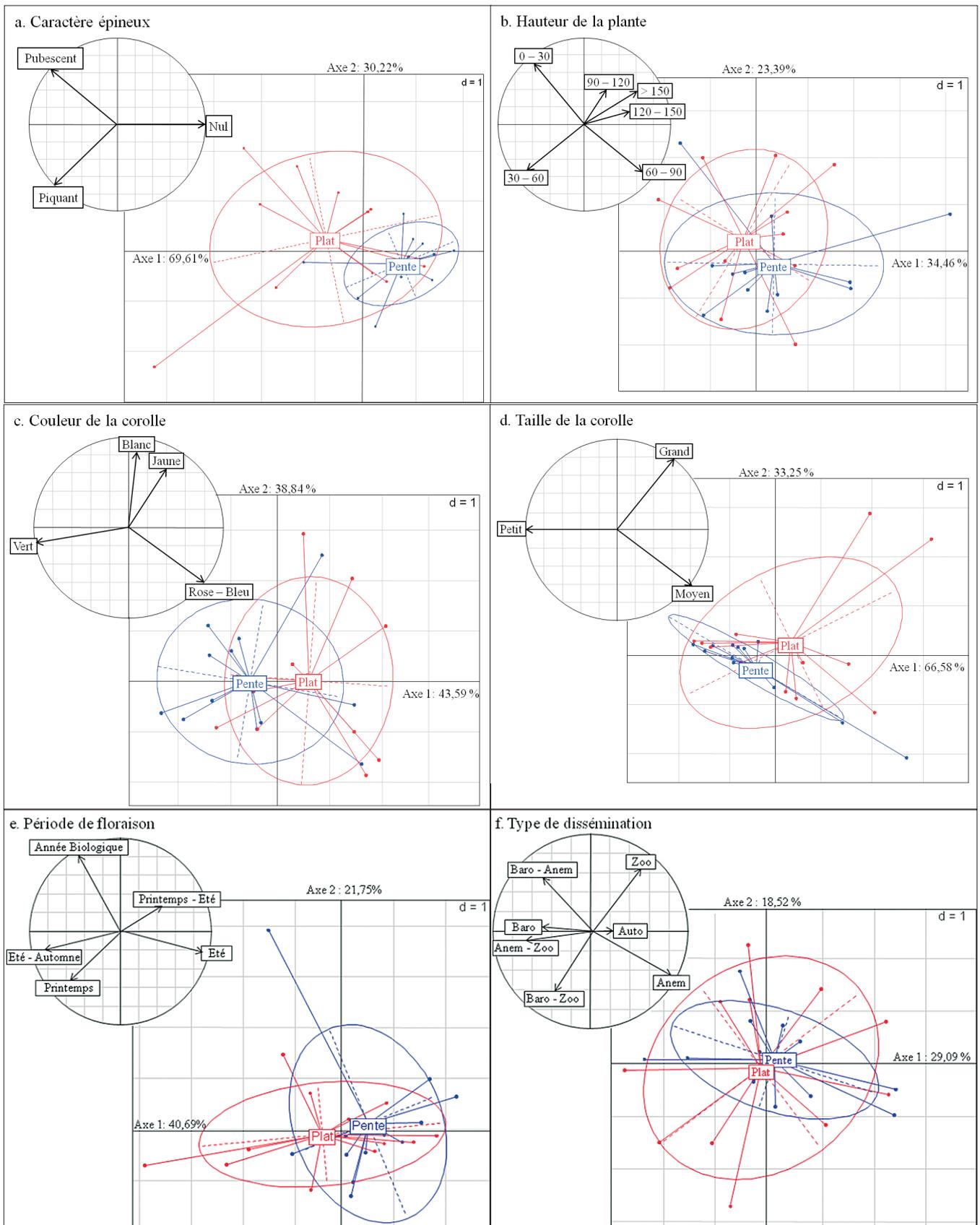


Figure 2 – ACP sur les traits morphologiques (a, b, c et d) et les traits biologiques (e et f). Pour chacun des traits, à gauche, représentation de la corrélation en fonction des différentes modalités du trait. À droite, représentation des données floristiques de chaque friche suivant le type de friche (en rouge : les friches non pentues, en bleu : les friches pentues).
 Figure 2 – PCA on the morphological traits (a, b, c and d) and biological traits (e and f). For each of the traits, left, representation of the correlation in function of the different modes of the trait. Right, representation of the floristic data of each wasteland site according to the type of wasteland site (red: non-sloping site, blue: sloping site).

Caractéristiques des appareils reproducteurs des espèces végétales

Le cercle des corrélations de l'ACP sur le trait *Couleur de la corolle* (figure 2c) montre que l'axe 1 (43,59 % de l'inertie) sépare les modalités colorées à droite (blanc, jaune, bleu-rose), de la modalité vert à gauche. L'axe 2 (38,84 % de l'inertie) répartit les variables colorées avec en bas de l'axe les couleurs bleu-rose et en haut les couleurs blanc et jaune. Les friches, de manière générale, comportent une diversité de couleurs de fleur, avec une certaine majorité de fleurs vertes. Prises séparément, les friches non pentues regroupent plutôt des fleurs de couleur : blanche avec la présence de *Galium aparine* et de *Melica ciliata* ; jaune avec *Dittrichia viscosa* ; et bleu-rose avec *Centaurea aspera* ou encore *Iris germanica* L. Les friches pentues ont quant à elles une dominante de fleurs à corolle verte via des espèces comme *Elytrigia campestris* et *Avena sativa*.

L'ACP sur le trait *Taille de la corolle* (figure 2d) sépare les modalités suivant l'axe 1 (66,59 % de l'inertie) avec les tailles les plus faibles à gauche (petit) et les tailles les plus grandes à droite de l'axe (moyen et grand). L'axe 2 (33,25 % de l'inertie) distingue les valeurs moyennes en bas des tailles les plus grandes en haut. Les friches aux abords de l'infrastructure ferroviaire sont majoritairement composées d'espèces avec des corolles de petite taille (< 1 cm) et de taille moyenne (entre 1 et 2 cm). Les friches pentues possèdent uniquement des espèces à corolle petite, comme *Piptatherum miliaceum*, et à corolle de taille moyenne comme *Clematis vitalba*. Les friches non pentues ont une diversité de tailles de corolles, mais avec elles aussi une majorité d'espèces à petite corolle comme *Bromus madritensis*, et de taille moyenne comme *Vicia hybrida* L. Quelques espèces à grande corolle contribuent ponctuellement à la diversité des fleurs, comme *Iris germanica* ou encore *Malva sylvestris*.

Concernant le trait *Type d'inflorescence*, les trois morphotypes sont bien représentés dans les friches, mais les inflorescences verticales sont plus présentes, notamment dans les friches pentues.

Descripteurs biologiques

Les trois modalités du trait *Cycle de vie* sont bien représentées dans les friches, avec une dominance des espèces vivaces et annuelles. Les friches pentues et non pentues ont aussi

bien des espèces vivaces comme *Piptatherum miliaceum*, bisannuelles comme *Plantago coronopus* L. ou annuelles comme *Bromus sterilis*.

L'ACP réalisée sur le trait *Période de floraison* (figure 2e) montre que les espèces présentes dans les friches ont une diversité de périodes de floraison. Cependant, elles sont majoritairement en floraison l'été, ainsi qu'aux périodes printemps-été et été-automne. Les friches pentues ont principalement des espèces qui fleurissent au printemps-été et en été, comme, respectivement, *Sonchus tenerimus* L. et *Bromus diandrus*. Les friches non pentues regroupent des espèces qui fleurissent essentiellement en été et en été-automne, avec, respectivement, des espèces comme *Trifolium lappaceum* L. et *Dittrichia viscosa*.

L'analyse du trait *Type de dissémination* (figure 2f) montre que les espèces présentes dans les friches ont une diversité de moyens de dissémination, toutes les modalités étant bien et équitablement représentées (mis à part l'autochorie). L'hétérogénéité des modes de dissémination persiste dans les friches non pentues, avec une représentation équitable de chaque modalité ; alors que dans les friches pentues, toutes les modalités comportant de la zoochorie sont peu ou pas représentées, avec l'absence d'espèces comme *Avena sativa* (zoochorie stricte), *Parietaria judaica* L. (barochorie et zoochorie), donnant du poids à ces modalités dans les friches non pentues. Les friches pentues possèdent principalement des espèces anémochores comme *Piptatherum miliaceum*, barochores comme *Cichorium intybus* et baro-anémochores comme *Plantago coronopus*.

Discussion

La diversité végétale des friches d'infrastructures de transport

La recherche conduite ici sur les friches d'infrastructures de transport confirme que ces espaces renferment une importante diversité végétale, assez proche en richesse (156 espèces) de celle identifiée par Penone *et al.* (2012) sur des friches ferroviaires parisiennes (186 espèces). Il n'est cependant pas possible de comparer la richesse spécifique relative à la superficie échantillonnée de cette étude par rapport aux études déjà effectuées,

puisque les méthodologies d'inventaire floristique diffèrent. En effet, la présente étude se base sur des transects alors que les autres se basent sur des quadrats et les superficies des surfaces inventoriées varient également. Le choix du transect floristique comme méthode d'échantillonnage est inhérent au fait que l'étude écologique conduite ici s'inscrit dans une recherche plus large ayant interrogé le transect comme objet de recherche interdisciplinaire. Il est tout de même possible de constater que les richesses spécifiques identifiées sont importantes pour des milieux considérés comme délaissés. Ainsi, en France, A. Bossu a compté 272 espèces végétales lors de ses relevés dans les friches post-culturelles périurbaines marseillaises (Bossu *et al.* 2014), A. Muratet (Muratet *et al.* 2007) 365 espèces dans les friches urbaines parisiennes, et M. Brun (Brun 2015), respectivement 382 et 470 espèces végétales dans les friches urbaines des communes de Blois et de Tours. Si l'on se réfère à la flore des Bouches-du-Rhône (Véla *et al.* 1999), les friches étudiées ici comportent 7,9 % de la diversité floristique du département dans un espace pourtant très réduit. Les friches d'infrastructures, à l'image des friches urbaines, constituent bien un espace d'accueil de la diversité biologique (Lanaspeze 2012).

Les friches de la vallée de l'Huveaune présentent également un indice de Shannon bien plus élevé ($H' = 3,48$) que celui obtenu par Robinson et Lundholm à Halifax, en Nouvelle Écosse (Robinson & Lundholm 2012) sur des sites urbains de végétation spontanée ($2,0 \pm 0,2$) ainsi que celui de Trentanovi *et al.* (2013) ($H' = 2,02$) sur des boisements spontanés en friche dominés par l'espèce exotique *Robinia pseudacacia* L. Ces mêmes boisements ont un indice de 2,34 lorsqu'ils sont dominés par l'espèce native *Betula pendula* Roth. La diversité des friches marseillaises peut venir de l'absence d'espèce dominante dans ces friches, l'indice d'équitabilité moyen étant de 0,74 contre 0,39 (friches dominées par *R. pseudacacia*) et 0,37 (friches dominées par *B. pendula*) dans l'étude de Trentanovi. Sur le secteur étudié, la topographie ne semble pas avoir d'influence sur la structure et la composition de la flore des friches, puisque les espèces retrouvées sont globalement très similaires, et leur contribution aussi quelle que soit la pente de la friche. Seule la richesse spécifique est plus importante dans les friches non pentues. Ce résultat est certainement lié à la diversité de l'histoire d'occupation du sol

des différentes parcelles et des perturbations anthropiques locales qui diffèrent entre les friches pentues et les planes.

Sur le plan taxonomique, l'analyse des familles botaniques dans les friches de la vallée de l'Huveaune montre une prédominance des espèces végétales dont les familles sont communément les plus représentées en France (<http://www.tela-botanica.org>) et dans les milieux urbains : Astéracées, Poacées, Fabacées. D'après A. Muratet (Muratet *et al.* 2013), ce sont les familles qui sont les plus représentées dans les friches urbaines des Hauts-de-Seine avec des pourcentages similaires (Astéracées 27 %, Poacées 23 % et Fabacées 12 %) ainsi que dans les friches des communes de Tours et de Blois (Brun 2015). Une étude de S. Benvenuti (2004) dans les systèmes urbains méditerranéens reporte également les mêmes tendances avec 12,6 % d'Astéracées, 9,4 % de Fabacées, 9,2 % de Poacées, 5,8 % de Brassicacées et 4,9 % de Caryophyllacées.

Les transects floristiques effectués dans la vallée de l'Huveaune permettent de préciser les espèces végétales structurantes de la végétation des friches. Ainsi, celle-ci est dominée par cinq espèces végétales de la famille des Poacées caractéristiques des milieux urbains rudéraux, ouverts, appréciant les températures élevées, les sols secs et riches en azote. Plus précisément, *Avena sativa* a été autrefois largement cultivée comme céréale dans le bassin méditerranéen et a servi de base à la diversification des avoines cultivées dans toute l'Europe et l'Asie. La sous-espèce *sterilis* (L.) De Wet est très répandue actuellement en région méditerranéenne et se retrouve plutôt dans les friches et bords de chemin (Jauzein 1995) sur des sols pauvres. *Bromus sterilis* ou brome stérile est plutôt nitrophile et apprécie les terrains secs, particulièrement dans les friches, les bords de routes ou encore dans des pelouses rudéralisées. *Bromus madritensis* ou brome de Madrid est, quant à elle, une espèce argilo-psammophile, se développant sur des pelouses sèches, friches et cultures. Son inflorescence d'abord verte devient rougeâtre en début d'été. *Piptatherum miliaceum* ou faux millet est également une plante nitrophile de terrains secs, ayant une grande compétitivité, s'implantant sur les friches, bords de routes et décombres. *Hordeum murinum* se retrouve sur les bords de chemins, les friches et les milieux rudéraux. C'est en effet une plante xérophile et nitrophile. Comparativement à l'étude de Marion Brun en 2015, ces résultats diffèrent

puisque les espèces les plus fréquemment présentes dans les délaissés de Tours et de Blois sont *Picris hieracioides* L. (93 % des délaissés), *Daucus carota* L. (92 %) et *Vicia sativa* L. (88 %), espèces que l'on retrouve avec de faibles fréquences dans les friches de la vallée de l'Huveaune. Cela témoigne donc de la variabilité des cortèges floristiques présents dans ces milieux. Cette variabilité floristique entre friches de villes de régions éloignées rejoint les travaux de recherche montrant que l'urbanisation ne conduit pas nécessairement aux échelles régionale et locale à une homogénéisation taxonomique des communautés végétales en place (Bossu *et al.* 2015).

Une grande partie des espèces restantes est spécifique des bords de routes et de chemin, telles que *Elytrigia campestris* et *Cichorium intybus*. Elles sont également accompagnées d'un cortège d'espèces inféodées aux cultures comme *Malva sylvestris* et *Rostraria cristata*, ainsi que des espèces prairiales comme *Convolvulus arvensis* et *Torilis arvensis*. Cette composition « hybride » de la végétation de ces espaces est à mettre en relation avec l'histoire mouvementée d'utilisation et d'occupation des sols de la vallée. Anciennement influencée par le contexte agricole de la vallée, la végétation des friches évolue actuellement vers une composition floristique qui s'imprègne du contexte urbain dans lequel elle évolue. La végétation des friches d'infrastructure de la vallée de l'Huveaune pourrait être qualifiée de végétation « rurbaïne », dans le sens où elle rassemble à la fois des plantes de milieux ruraux et urbains.

Dynamique de la végétation des friches

Au regard de la littérature portant sur la dynamique successionnelle conduisant à des couverts forestiers en région méditerranéenne, les friches inventoriées dans la vallée de l'Huveaune s'inscrivent dans le premier stade de succession végétale, à savoir le *stade d'installation* (Schnitzler & Génot 2012). En effet, les friches des abords des infrastructures sont avant tout des friches herbacées, dominées par des espèces de la famille des Poacées dans laquelle quelques espèces végétales arbustives et arborées cohabitent. Les espèces végétales vivaces et annuelles sont bien représentées, et la présence d'espèces vivaces comme *Rubus fruticosus* L., *Hedera helix* L. et *Ulmus minor*

Mill. indique un état avancé dans la succession végétale, avec une végétation commençant à se fermer. Ces friches seraient donc dans une dynamique progressive, plus précisément dans un état de transition entre le pionnier (avec la seule présence d'espèces annuelles) et le post-pionnier (espèces arbustives denses pré-forestières). Il est actuellement difficile de prévoir exactement la trajectoire de ce cortège floristique tant l'histoire d'occupation et d'utilisation des sols de cette vallée est complexe, mais la présence d'*Ulmus minor* indiquerait une évolution possible de ces friches thermophiles et nitrophiles vers une ornaie rudérale. L'observation de la dynamique de ces friches sous influence urbaine serait donc à poursuivre afin de compléter les modèles de dynamiques forestières déjà établis en Provence, principalement après un abandon cultural et sous un régime de perturbations lié à l'incendie (Tatoni *et al.* 1999).

Les modes de dispersion majoritaires des espèces retrouvées dans les friches d'infrastructures de transport sont l'anémochorie et la zoochorie, comme dans les autres phytocénoses constitutives des systèmes urbains méditerranéens ; la présence majoritaire des Astéracées s'expliquant notamment par leur forte capacité de dispersion (Benvenuti 2004). Les friches inventoriées ici ont également une diversité de modes de dissémination incluant aussi la barochorie et les modes de dissémination combinés, à l'image des résultats obtenus sur la végétation des friches de Blois et de Tours (Brun 2015). On observe toutefois des différences en fonction de la pente de la friche, les friches pentues possédant principalement des espèces anémochores. Ces différences sur le mode de dispersion des espèces végétales peuvent s'expliquer en partie par les turbulences d'air et le souffle générés par le passage des trains (association Espaces et Natureparif 2012) mais aussi par une gestion différente des types de friche. Les friches pentues de la vallée de l'Huveaune sont généralement issues de remblais de bords de route ou de voies ferrées. Pour des raisons de sécurité, ces bords d'infrastructures de transport sont fauchés régulièrement en début d'été, avec un évitement des ligneux, maintenant ainsi les friches avec un couvert végétal herbacé de Poacées, principalement à dissémination anémochore. Les friches planes enclavées dans le réseau d'infrastructures ne font quant à elles pas l'objet de fauche.

Dimension esthétique et sensible de la végétation

Un dernier aspect de cette recherche sur la végétation des friches de la vallée de l'Huveaune était de confronter les caractéristiques morphologiques de cette végétation aux critères qui participent à la perception négative ou positive de ces espaces par le grand public afin de trouver des leviers pour faire évoluer les représentations sur ces milieux à forte biodiversité.

Plusieurs caractéristiques de la végétation spontanée, notamment la hauteur de la végétation, font partie des critères perçus négativement par les citoyens (Benvenuti 2004 ; Marco *et al.* 2016). La hauteur des plantes herbacées est souvent associée au manque d'entretien et à une impossibilité d'utiliser le milieu à des fins récréatives (végétation trop haute et dense). Cette caractéristique de la végétation se confirme dans les friches de la vallée de l'Huveaune, dont la strate herbacée peut atteindre jusqu'à 1 m de hauteur, offrant ainsi une marge de manœuvre pour des activités non cadrées telles que les minicampements improvisés dissimulés entre les herbes hautes. Cette végétation cohabite également avec de nombreux déchets qui participent à la perception négative de la végétation, considérée comme « sale » (Marco *et al.* 2016). Ces déchets témoignent en fait de la vie diversifiée sur ces terrains abandonnés (Lizet 2010). Le rejet de la végétation des friches vient aussi de la faible présence de plantes avec des fleurs à couleurs éclatantes (Benvenuti 2004 ; Lindemann-Matthies *et al.* 2010 ; Marco *et al.* 2016). Ce paramètre lié à l'esthétique de la végétation se retrouve particulièrement dans les friches aux abords de l'infrastructure ferroviaire qui sont majoritairement composées d'espèces avec des corolles de petite taille et de taille moyenne, de couleur verte. Le côté piquant de la végétation fait aussi partie des critères perçus négativement par les citoyens (Marco *et al.* 2016). Mais les résultats obtenus dans cette recherche montrent que ce critère est en réalité très peu représenté dans la végétation des friches de la vallée de l'Huveaune et ce particulièrement dans les friches pentues. Sur ce dernier point, il y a donc un décalage entre la perception de la végétation et sa réalité floristique.

La végétation des friches des infrastructures de transport, du fait de son caractère diversifié (Marco *et al.* 2016) avec une répartition

équitable des espèces dans le couvert végétal (Lindemann-Matthies *et al.* 2010), présente malgré tout des caractéristiques qui la rendent appréciable des citoyens. Au regard de ces éléments et des différences existant entre les traits morphologiques de la végétation selon la topographie, on peut penser que les friches non pentues remplissent plus les critères d'acceptation énoncés dans la littérature que les friches pentues, car elles sont d'apparence plus diversifiée, avec des fleurs plus vivement colorées et une végétation moins haute. Au contraire, les friches pentues semblent plus uniformes, elles possèdent en grande majorité des espèces non piquantes à fleurs peu colorées, de type graminées : avec une végétation haute et de petites fleurs en inflorescence verticale.

Conclusion

Le réseau d'infrastructures de transport de la vallée de l'Huveaune concentre un ensemble de friches dont la végétation donne à voir l'histoire mouvementée des changements d'occupation et d'utilisation des sols qu'a connu le fond de vallée et témoigne des multiples perturbations anthropiques auxquelles elle est soumise actuellement. Caractérisée par une communauté végétale herbacée d'espèces thermophiles et nitrophiles inféodées aux milieux ouverts, la végétation « rurale » de ces friches reste encore majoritairement soumise à une dynamique spontanée dont la trajectoire successionale mériterait d'être approfondie par d'autres travaux de recherche en écologie urbaine et forestière. L'influence de la fauche devrait également faire partie des paramètres à prendre en compte dans l'établissement des modèles de dynamique de succession végétale puisqu'elle conditionne notamment la végétation se développant à proximité des infrastructures. La microtopographie créée par le réseau d'infrastructures de transport ne semble quant à elle pas avoir d'influence particulière sur la structure et la composition floristiques des friches, excepté sur la fréquence de certains traits biologiques et morphologiques. La végétation présente également des caractéristiques intrinsèques pouvant faire évoluer les représentations sur la friche voire même faire évoluer certains préjugés. Ainsi, la diversité végétale mais aussi le caractère non piquant de la végétation apparaissent comme de véritables leviers à

mobiliser pour sensibiliser les acteurs du territoire à ces milieux et les amener à dépasser la simple perception d'« un fouillis végétal inhospitalier et sale ».

Remerciements

Ce travail a été réalisé dans le cadre d'un projet de recherche-action intitulé D-transect, financé par l'ADEME et intégré dans la programmation de recherche ITTECOP Infrastructure de transports terrestres, écosystèmes, et paysages 2012, pilotée par le ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie et l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. Nous remercions particulièrement Julien Claret, ingénieur en environnement, contractuel au moment du projet de recherche, qui a particulièrement contribué à la production des données cartographiques sur la vallée.

Bibliographie

- Anquetil V., 2016. *La valorisation du végétal dans la trajectoire de mutation des friches urbaines : une approche socio-environnementale*. Thèse de doctorat en Aménagement de l'espace et urbanisme, université Nantes Angers Le Mans, 544 p.
- Association Espaces, Natureparif, 2012. Talus ferroviaires et biodiversité. Actes de la journée du 20 décembre 2012, Paris, 29 p.
- Benvenuti S., 2004. Weed dynamics in the Mediterranean urban ecosystem: ecology, biodiversity and management. *Weed Res* 44: 341-354.
- Bonnier G. & Douin R., 1990. *La Grande Flore en couleurs*. Belin, Paris, 676 p.
- Bonthoux S., Brun M., Di Pietro F., Greulich S. & Bouché-Pillon S., 2014. How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landsc. Urban Plan* 132: 79-88.
- Bossu A., Manel S., Marco A. & Bertaudière-Montès V., 2015. Composition spécifique et fonctionnelle comparée de la flore spontanée des jardins privés d'un village du Luberon (Lauris, Vaucluse) et d'une grande agglomération (Marseille, Bouches-du-Rhône). *Courrier scientifique du Parc naturel régional du Luberon et de la Réserve de biosphère Luberon-Lure*, 2013/2014. 12 : 88-106.
- Bossu A., Marco A., Manel S. & Bertaudière-Montès V., 2014. Effects of built landscape on taxonomic homogenization: Two case studies of private gardens in the French Mediterranean. *Landsc. Urban Plan* 129: 12-21.
- Brun M., 2015. *Biodiversité végétale et délaissés dans l'aménagement urbain - Contribution potentielle des délaissés urbains aux continuités écologiques*. Thèse de doctorat en Aménagement de l'espace et urbanisme, université François Rabelais de Tours. 480 p.
- Clément G., 2014. *Manifeste du Tiers paysage*. Sens & Tonka, Paris. 48 p.
- Clergeau P. & Blanc N., 2013. *Trames vertes : pratique des trames vertes en milieu urbain*. Moniteur, Paris. 350 p.
- Collectif., 2015. *D-Transect : les délaissés des traversées de la vallée de l'Huveaune. Dispersion des espèces, pratiques vernaculaires, médiations paysagères*. Rapport de recherche, programme de recherche Infrastructures de transports terrestres écosystèmes et paysages (ITTECOP 2012), Janvier 2015. [En ligne]. Disponible sur : <http://dtransect.jeb-project.net/>.
- Delbaere D., Ehrmann S., Lanckriet S., Toussaint B., Vanappelghem C., Damoy V., Douay F., Détriché S. & Leprêtre A., 2015. En marge... *Paysage et biodiversité des accotements des grandes infrastructures de transport de l'eurométropole Lille-Kortrijk - Tournai*. Rapport de recherche, programme de recherche Infrastructures de transports terrestres écosystèmes et paysages (ITTECOP).
- DREAL CARTOPAS, 2014. Rubrique 6 - Transports [En ligne]. Carte Infrastructures de transports du 20/06/2014. Disponible sur : http://www.paca.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/infra_tr_cle5317fe.pdf.
- François D., 2014. Ingénierie écologique dans le domaine des infrastructures de transport terrestre in: F. Rey, F. Gosselin, A. Doré, coordinateurs. *Ingénierie écologique : action par et/ou pour le vivant ?* Quae, Versailles : 99-113.
- Gachet S., Vela E. & Taton, T., 2005. BASECO: a floristic and ecological database of Mediterranean French flora. *Biodivers. Conserv.* 14: 1023-1034.
- Jauzein P., 1995. *Flore des champs cultivés*. INRA Éditions/SOPRA, Paris et Vélizy-Villacoublay. 898 p.
- Julve Ph., 1999. Baseflor, index botanique, écologique et chorologique de la flore de France. Version [8/12/1999]. Programme Catminat. <<http://perso.wanadoo.fr/philippe.julve/catminat.htm>>.
- Lanaspeze B., 2012. *Marseille, ville sauvage. Essai d'écologie urbaine*. Actes Sud, Arles. 208 p.
- Lindemann-Matthies P., Junge X. & Matthies D., 2010. The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. *Biol. Conserv.* 143: 195-202.
- Lizet B., 2010. Du terrain vague à la friche paysagée : le square Juliette-Dodu, Paris, X^e. *Ethnol. Fr.* 40 : 597-608.
- Marco A., Menozzi M.-J., Léonard S., Provendier D. & Bertaudière-Montès V., 2016. Nature sauvage pour une nouvelle qualité de vie. *Méditerranée* 123 : 133-143.
- Maurel N., Salmon S., Ponge J.F., Machon N., Moret J. & Muratet A., 2010. Does the invasive species *Reynoutria japonica* have an impact on soil and flora in urban wastelands ? *Biol. Invasions* 12: 1387-3547.
- Muratet A., Machon N., Jiguet F., Moret J. & Porcher E., 2007. The role of urban structures in the distribution of wasteland flora in the greater Paris area, France. *Ecosystems* 10: 661-671.
- Muratet A., Lorrillière R., Clergeau P. & Fontaine C., 2013. Evaluation of landscape connectivity at community level using satellite-derived NDVI. *Landsc. Ecol.* 28: 95-105.

- Muratet A., Muratet M., & Pellaton M., 2017. *Flore des friches urbaines*, Éditions Xavier Barral, 464 p.
- Penone C., Machon N., Julliard R. & Le Viol I., 2012. Do railway edges provide functional connectivity for plant communities in an urban context? *Biol. Conserv.* 148: 126-133.
- R Core Team, 2014. R : A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Accès le 7 novembre 2014. <http://www.R-project.org/>.
- Robinson S.L. & Lundholm J.T., 2012. Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. *Urban Ecosyst.* 15: 545-557.
- Roger A., 1997. *Cours traité du paysage*. Gallimard, Paris, 198 p.
- Roncayolo M., 1952. Évolution de la banlieue marseillaise dans la basse vallée de l'Huveaune. *Annales de Géographie* 327 : 342-356.
- Scapino J., 2016. *De la friche urbaine à la biodiversité : ethnologie d'une reconquête : (La petite ceinture de Paris)*. Thèse de doctorat en Anthropologie de l'environnement, Muséum national d'histoire naturelle, 507 p.
- Schnitzler, A. & Génot, J.-C., 2012. *La France des friches : de la ruralité à la féralité*. Quae, Versailles, 186 p.
- Serre M., 2016. Le tiers foncier : vulnérabilité, résistance et négociation. Étude de cas sur les processus de mutation du foncier à Marseille. *Métropolitiques*
URL : <http://www.metropolitiques.eu/Le-tiers-foncier-vulnerabilite.html>.
- Soulier H., 2006. *La friche urbaine : déchet ou ressource ?* Thèse de doctorant en Architecture, université Paris 8.
- Tatoni T., Barbero M. & Gachet-Boudemaghe S., 1999. Dynamique des boisements naturels en Provence. *Ingénieries – EAT*.49-57.
- Tela Botanica, <http://www.tela-botanica.org/> [Consulté le 24/10/2014].
- Thorion G., 2012. Espaces en friche, des lieux dédiés à l'expérimentation et à la création culturelle, *Communication et organisation*, mis en ligne le 19 juin 2012, consulté le 30 septembre 2016. URL : <http://communicationorganisation.revues.org/3280>.
- Tison J.-M., Jauzein P. & Michaud H., 2014. Flore de la France méditerranéenne continentale. Naturalia Publications ; Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles, Turriers ; Porquerolles, 2080 p.
- Trentanovi G., von der Lippe M., Sitzia T., Ziechmann U., Kowarik I. & Cierjacks A., 2013. Biotic homogenization at the community scale: disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Divers. Distrib.* 19: 738-748.
- Véla E., Hill, B. & Della-Casa S., 1999. Liste des plantes vasculaires du département des Bouches-du-Rhône (France). *Bull. Société Linéenne Provence* 50 : 115-201.

Annexe – Liste des espèces inventoriées dans les friches pentues et non pentues, classées par ordre décroissant de contribution spécifique (CS).

Annexe – List of species inventoried in the sloping and non-sloping wasteland sites, ranked in order of specific contribution (SC).

Espèces	Espèces
<i>Bromus sterilis</i> L.	<i>Lepidium draba</i> L.
<i>Bromus madritensis</i> L.	<i>Beta vulgaris</i> L.
<i>Avena sativa</i> L.	<i>Andryala integrifolia</i> L.
<i>Piptatherum miliaceum</i> (L.) Coss.	<i>Urospermum dalechampii</i> (L.) F. W. Schmidt
<i>Hordeum murinum</i> L.	<i>Crepis foetida</i> L.
<i>Galium aparine</i> L.	<i>Bromus hordeaceus</i> L.
<i>Cichorium intybus</i> L.	<i>Potentilla reptans</i> L.
<i>Knautia integrifolia</i> (L.) Bertol.	<i>Vulpia</i> sp. C. C. Gmel.
<i>Clematis vitalba</i> L.	<i>Parietaria judaica</i> L.
<i>Melica ciliata</i> L.	<i>Vicia hybrida</i> L.
<i>Bromus diandrus</i> Roth	<i>Centranthus ruber</i> (L.) DC.
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	<i>Euphorbia peplus</i> L.
<i>Plantago lanceolata</i> L.	<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C. E. Hubb.
<i>Malva sylvestris</i> L.	<i>Arundo donax</i> L.
<i>Geranium rotundifolium</i> L.	<i>Lolium perenne</i> L.
<i>Elytrigia</i> sp. Desv.	<i>Spartium junceum</i> L.
<i>Avena strigosa</i> subsp. <i>Barbata</i> (Link) Thell.	<i>Chenopodium album</i> L.
<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter	<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br.
<i>Elytrigia campestris</i> (Godr. & Gren.) Kerguélen	<i>Mentha longifolia</i> (L.) Huds.
<i>Rostraria cristata</i> (L.) Tzvelev	<i>Clematis flammula</i> L.
<i>Torilis arvensis</i> (Huds.) Link	<i>Verbena officinalis</i> L.
<i>Sonchus tenerrimus</i> L.	<i>Erodium ciconium</i> (L.) L'Hér.
<i>Rubus fruticosus</i> L.	<i>Plantago lagopus</i> L.
<i>Avena</i> sp. L.	<i>Papaver rhoeas</i> L.
<i>Centaurea aspera</i> L.	<i>Broussonetia papyrifera</i> (L.) Vent.
<i>Ulmus minor</i> Mill.	<i>Medicago rigidula</i> (L.) All.
<i>Dactylis glomerata</i> L.	<i>Ballota nigra</i> L.
<i>Plantago coronopus</i> L.	<i>Medicago polymorpha</i> L.
<i>Crepis vesicaria</i> subsp. <i>taraxifolia</i> (Thuill.) Schinz & Keller	<i>Fumaria parviflora</i> Lam.
<i>Iris germanica</i> L.	<i>Anthemis arvensis</i> L.
<i>Vicia sativa</i> L.	<i>Melilotus indicus</i> (L.) All.
<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	<i>Diptotaxis tenuifolia</i> (L.) DC.
<i>Foeniculum vulgare</i> Mill.	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.
<i>Carduus pycnocephalus</i> L.	<i>Polygonum aviculare</i> L.
<i>Reichardia picroides</i> (L.) Roth	<i>Sherardia arvensis</i> L.
<i>Aspalthium bituminosum</i> (L.) Fourr.	<i>Rumex pulcher</i> L.
<i>Trifolium lappaceum</i> L.	<i>Helminthotheca echioides</i> (L.) Holub
<i>Tragopogon porrifolius</i> L.	<i>Isatis tinctoria</i> L.
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	<i>Dasypyrum villosum</i> (L.) P. Candargy

<i>Oxalis articulata</i> Savigny	<i>Artemisia annua</i> L.
<i>Euphorbia serrata</i> L.	<i>Reseda phyteuma</i> L.
<i>Prunus avium</i> L.	<i>Petrorhagia prolifera</i> (L.) P. W. Ball & Heywood
<i>Echium vulgare</i> L.	<i>Euphorbia helioscopia</i> L.
<i>Geranium molle</i> L.	<i>Medicago</i> sp. L.
<i>Melilotus officinalis</i> Lam.	<i>Erigeron</i> sp. L.
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	<i>Vitis vinifera</i> L.
<i>Clinopodium nepeta</i> (L.) Kuntze	<i>Conium maculatum</i> L.
<i>Erigeron sumatrensis</i> Retz.	<i>Gleditsia triacanthos</i> L.
<i>Medicago lupulina</i> L.	<i>Prunus domestica</i> L.
<i>Taraxacum</i> sp. F.H. Wiggers	<i>Coronilla scorpioides</i> L.
<i>Celtis australis</i> L.	<i>Hippocrepis ciliata</i> Willd.
<i>Onobrychis viciifolia</i> Scop.	<i>Lathyrus cicera</i> L.
<i>Picris hieracioides</i> L.	<i>Quercus pubescens</i> Willd.
<i>Pallenis spinosa</i> (L.) Cass.	<i>Glebionis coronaria</i> (L.) Spach
<i>Silybum marianum</i> (L.) Gaertn.	<i>Lactuca sativa</i> L.
<i>Sisymbrium irio</i> L.	<i>Pyracantha</i> sp. M. Roem.
<i>Phleum pratense</i> L.	<i>Veronica arvensis</i> L.
<i>Silene italica</i> (L.) Pers.	<i>Euphorbia segetalis</i> L.
<i>Valerianella eriocarpa</i> Desv.	<i>Erodium malacoides</i> (L.) L'Hér.
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) J. & C. Presl
<i>Scorzonera laciniata</i> L.	<i>Geranium robertianum</i> L.
<i>Scorpiurus muricatus</i> L.	<i>Rhus coriaria</i> L.
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	<i>Acer campestre</i> L.
<i>Tordylium maximum</i> L.	<i>Hypericum perforatum</i> L.
<i>Phytolacca americana</i> L.	<i>Phyllostachys aurea</i> Carrière ex Rivière & C. Rivière
<i>Atriplex prostrata</i> DC.	<i>Geranium dissectum</i> L.
<i>Ecballium elaterium</i> (L.) A. Rich.	<i>Veronica persica</i> Poir.
<i>Medicago orbicularis</i> (L.) Bartal.	<i>Populus alba</i> L.
<i>Hedera helix</i> L.	<i>Sinapis alba</i> L.
<i>Galium parisiense</i> L.	<i>Trifolium</i> sp. L.
<i>Bryonia cretica</i> subsp. <i>Dioica</i> (Jacq.) Tutin	<i>Poa annua</i> L.
<i>Daucus carota</i> L.	<i>Silene nocturna</i> L.
<i>Oxalis corniculata</i> L.	<i>Populus nigra</i> L.
<i>Calendula arvensis</i> L.	<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl
<i>Dianthus</i> sp. L.	

Prospection et modalités d'échantillonnage pour capturer la diversité génétique des populations naturelles : cas du *Myrtus communis* L. au Maroc

Prospecting and sampling procedures to capture the genetic diversity of natural populations: case of Myrtus communis L. in Morocco

Nadya WAHID^{1,*}, Jamal AABDOUSSE¹, Aissa CHKHICHEKH², Ahmed EL ABOUDI³, Mohammed S. LAMHAMED⁴, Mustapha BAKRY⁵

1. Département des sciences de la vie, faculté des sciences et techniques, université Sultan Moulay Slimane, BP 523, 23000 Béni-Mellal, Maroc
 2. Institut royal des techniciens forestiers, Tabrekt, Salé, Maroc
 3. Département de biologie, faculté des sciences d'Agdal, université Mohamed V, BP 1014 Rabat, Maroc
 4. Ministère des Ressources naturelles, direction de la recherche forestière, 2700, rue Einstein, Québec (Qc), Canada G1P 3W8
 5. Département géographie et de géomatique, faculté de foresterie, université Laval, Pavillon Abitibi-Price, 2405, rue de la Terrasse, Québec (Qc), Canada, G1V0A6.
- *Auteur correspondant : wahid2na@hotmail.com

Received: 23 February, 2018; First decision: 11 April, 2018; Revised: 23 April, 2018; Accepted: 28 May, 2018

Résumé

Des missions de prospection et de collecte de semences ont été organisées avec pour objectif la mise en place d'une banque de semences, en se basant sur une stratégie d'échantillonnage raisonnée maximisant la diversité génétique capturée. L'aire de répartition de *Myrtus communis* au Maroc a été, en grande partie, parcourue et prospectée pour localiser les populations naturelles de cette espèce et décrire leur

statut de distribution et leur état de conservation. Treize populations réparties dans des régions bio-géographiquement différentes ont été échantillonnées, à raison de dix à vingt individus par population, ainsi que près de 20 % du total des semences produites par individu. Cette structure de diversité génétique intra et inter-populations capturée constituerait un premier stock pour la mise en place d'une banque de semences.

Mots clés : *Myrtus communis* L. ; banque de semences ; prospection ; distribution géographique ; état des populations naturelles.

Keywords: *Myrtus communis* L.; seed bank; prospection; geographical distribution; natural population state.

Abridged English version

Both conservation and rational use of plant genetic diversity begin with prospection, collection and establishment of seed banks. Seed banks play an important role in maintaining genetic diversity, but they also provide key elements for better understanding gene flow at the inter- and intra-population scales and controlling germination to manage degraded plant genetic resources. However, seed sampling must be carried out on a sufficient number of individuals, representative of ecological conditions and genetic diversity to ensure sustainable management of plant genetic resources.

In Morocco, common myrtle is among the aromatic and medicinal plants that are under a lot of anthropic pressure, which could lead to its regression, or even its disappearance in several populations of its natural range. This could even lead to fragmentation and genetic erosion. In the absence of structured seed collection strategies for common myrtle in Morocco in relation to the maintenance of genetic diversity, genetic improvement, seed technology and seedling production, we have initiated prospection and collection of plant material. The objective of this study is to describe the strategy of prospecting and representative sampling of seeds for the establishment of a seed bank of natural myrtle populations.

Based on a reasoned sampling strategy to capture the maximum genetic diversity, prospecting and seed collection missions were organized during the 2016-2017 period for the establishment of a seed bank. The range of myrtle in Morocco has been largely surveyed and explored to locate the natural populations of this species and describe their distribution range and conservation status. Prospecting not only makes it possible to determine the biogeographical characteristics, the state of health of the species habitats and the state of its conservation, but also allows finding populations with different gene pools of economic interest. Sampling referred to the spatial effects of different hierarchical genetic levels to capture the maximum genetic diversity. Thirteen populations in geographically different regions were sampled at 10 to 20 individuals per population, as well as nearly 20% of the total seed produced per individual. This structure of genetic diversity at the intra- and inter-populations levels captured would constitute a first stock for the establishment of a seed bank.

Introduction

L'établissement d'une banque de semences favoriserait le développement de connaissances scientifiques sur la diversité génétique des populations végétales naturelles en faveur des programmes de conservation et d'amélioration génétique (Agrimonti *et al.* 2007). Cette approche implique des étapes préliminaires de prospections des stations, recensements des populations cibles et collecte des semences (Moore & Tymowski 2008). Par ailleurs, l'échantillonnage des semences doit être réalisé sur un nombre d'individus suffisant, représentatif des conditions écologiques et de la diversité génétique afin d'assurer une gestion durable des ressources phytogénétiques (Biot 1986 ; Meyer & Monsen 1993 ; Kremer 1994 ; Brachet *et al.* 2006). La mise en place de telles collections de semences se doit alors d'intégrer deux niveaux génétiques essentiels (Brachet *et al.* 2006) : (1) la diversité présente à l'intérieur de chaque population et (2) le degré de différenciation entre populations. L'objectif des banques de semences ne se limite certes pas à empêcher l'extinction des espèces mais vise à alimenter les programmes d'utilisation et d'amélioration des ressources phytogénétiques en vue d'une gestion durable.

Les banques de semences permettent également d'évaluer la diversité génétique *in natura* et de maîtriser la technologie des semences (Olivier 1993 ; Rao *et al.* 2006). Ces banques de semences permettent ainsi de : (1) reconnaître le caractère bio-indicateur des plantes à travers des études sur la technologie des semences et leur certification, (2) développer des marqueurs morphologiques pour l'identification des plantes, (3) développer des standards pour détecter la maturité des semences, (4) étudier la biologie, la collecte, le conditionnement, le traitement et tester le potentiel de germination des semences, (5) évaluer la diversité génétique capturée dans les semences, (6) améliorer la qualité des semences (Moore & Tymowski 2008).

Parmi les ressources phytogénétiques de Méditerranée, il y a le myrte commun (*Myrtus communis* L.). C'est une espèce médicinale et aromatique de première importance pour les industries pharmaceutiques, agroalimentaires et cosmétiques comptant encore de nombreux composés potentiellement bioactifs à découvrir, analyser et valoriser (Stuart 1994 ; Mulas *et al.* 2002 ; Alem *et al.* 2008 ; Sabiha *et al.* 2011 ; Cannas *et al.*

2013 ; Gonçalves *et al.* 2013 ; Wahid 2013). Au Maroc, le myrte commun figure parmi les plantes aromatiques et médicinales (PAM) qui subissent de fortes pressions anthropiques, ce qui pourrait engendrer sa régression, voire sa disparition dans plusieurs stations de son aire naturelle. Ceci pourrait engendrer fragmentation et même érosion génétique des populations (González-Varo *et al.* 2009 ; Aparicio *et al.* 2012). En effet, l'érosion génétique est souvent corrélée à une diminution de la taille et du potentiel reproductif des populations naturelles combinée à une réduction de la capacité d'adaptation à leur environnement ; ce qui a pour conséquence à long terme un risque accru d'extinction (Hensen & Oberprieler 2005). Même si le myrte n'est pas classé comme espèce menacée au Maroc, son exploitation non contrôlée, couplée à la restriction de son milieu naturel, la dégradation de son écosystème et la diminution de sa densité (nombre d'individus par hectare) à l'intérieur de stations souvent isolées, augmente le risque d'une érosion génétique rapide de l'espèce. La mise en place d'une banque de semences, la conservation et l'amélioration génétique du myrte représentent un des outils innovants pour répondre aux besoins économiques, écologiques et sociaux. L'approvisionnement continu et durable *via* des banques de semences et l'adoption d'un système de culture moderne permettrait d'assurer des produits compétitifs (Kumar & Gupta 2008).

En l'absence de stratégies structurées de collecte des semences du myrte commun au Maroc en relation avec le maintien de la diversité génétique, l'amélioration génétique, la technologie de semences et la production de plants, nous avons initié des missions de prospection et de collecte du matériel végétal au sein des populations naturelles de cette espèce. L'objectif de la présente étude consiste à décrire la stratégie de prospection et d'échantillonnage représentatif des semences pour la mise en place d'une banque de semences des populations naturelles du myrte.

Matériel et méthodes

Description biologique générale du myrte

La famille des Myrtacées compte 132 genres et 5 671 espèces (Govaerts *et al.* 2008) alors

que l'Angiosperm Phylogeny Website ne recense que 131 genres et 4 625 espèces. Le myrte commun est un arbuste, divisé en de nombreux rameaux dès la base, appartenant à la famille des Myrtacées (Cervelli 2005 ; Sabiha *et al.* 2011) (photo 1a). Cette espèce pérenne, typiquement méditerranéenne, hermaphrodite, auto-compatible et entomophile a une longévité dépassant les cent ans (Aparicio *et al.* 2012). Elle se caractérise par des hauteurs pouvant atteindre 4 m dans les sols fertiles (González-Varo *et al.* 2009), voire 5 m selon Traveset *et al.* (2001). Ses feuilles sont opposées, persistantes, aromatiques, très courtement pétiolées, coriaces, ovoïdes lancéolées, à face supérieure luisante, jusqu'à 3 à 5 cm de long, et à face inférieure plus claire, ponctuée de poches sécrétrices (Métro & Sauvage 1955 ; Bayer *et al.* 2009) (photo 1b, c, d). Les fleurs sont solitaires, renfermant des cavités sécrétrices et dégageant un parfum capiteux, et sont portées par des pédoncules longs et minces (Ciccarelli *et al.* 2008). Elles sont hermaphrodites, actinomorphes avec une corolle composée de pétales suborbiculaires et blancs pouvant atteindre jusqu'à 3 cm de diamètre (photo 1e). Les étamines sont nombreuses. L'ovaire est infère, syncarpe, à placentation axile (Campbell 1968 ; González-Varo *et al.* 2009 ; Ciccarelli *et al.* 2008). Les fruits sont des baies ovoïdes, noires à maturité et couronnées par le limbe du calice (photo 1g, h). La floraison (photo 1f)

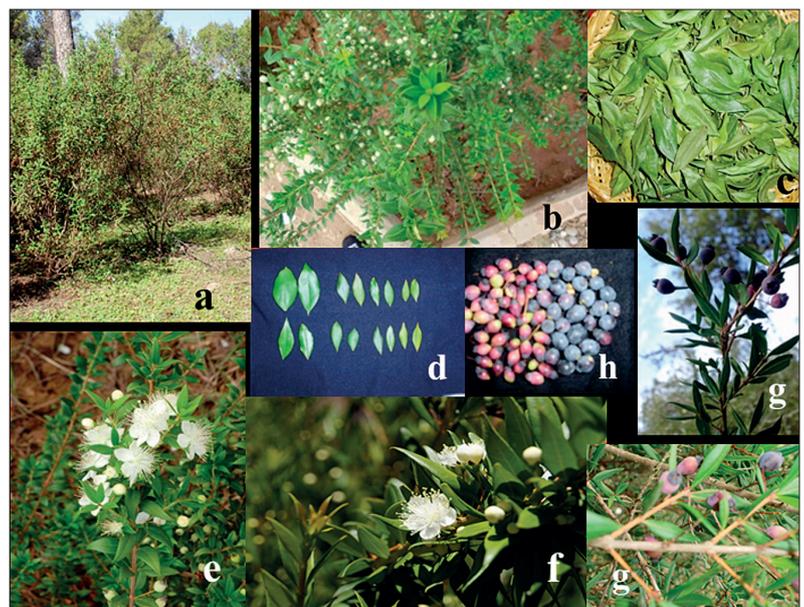


Photo 1 – Les différents organes biologiques du *Myrtus communis* L. : arbuste ramifié (a), feuilles (b, c, d), fleurs (e, f), fruits (g, h).

Photo 1 – Different biological organs of *Myrtus communis* L.: Branched shrub (a) leaves (b, c, d), flowers (e, f), fruits (g, h).

s'étend de mai à octobre (Agrimonti *et al.* 2007), tandis que la maturation des fruits se déroule d'octobre à fin novembre.

Prospection des populations naturelles de myrte commun

La prospection sur le terrain au sein de l'aire de distribution naturelle du myrte a pour objectif de localiser les populations encore existantes et de mieux cerner l'état de la croissance et du développement des provenances de cette espèce. Plusieurs auteurs ont noté qu'il n'existe pas de méthodes standards pour la prospection en raison du nombre de variables impondérables, généralement fonction des espèces, de la topologie, de l'amplitude écologique, des saisons et de la disponibilité de l'information (Marchenay & Paca 1987 ; Moore & Tymowski 2008). La prospection et la collecte des échantillons, bien qu'indissociables, ne sont pas forcément simultanées.

Cette étape de prospection est précédée d'une étape de collecte d'informations par recherche bibliographique et recours aux archives locales, régionales et nationales (historique des aménagements forestiers, carte des types de peuplements, statistiques et évolution des peuplements, documents publiés ou non, etc.). En pratique, une approche consultative informelle à base d'interviews avec les services compétents et facilitateurs a été adoptée pour la localisation des stations à myrte (cas des services des Eaux et Forêts et de la population locale incluant pasteurs et exploitants du myrte). Cette approche donne une information qualitative rapide sur la localisation des sites de l'espèce, ainsi que sur leur taille et leur état de conservation. Par ailleurs, nous avons organisé plusieurs enquêtes sur la base d'un questionnaire (figure 1) se focalisant sur les informations taxonomiques (nom botanique, vernaculaire, sous-espèces, etc.), la localisation (coordonnées géographiques, etc.), les caractéristiques de la station (e.g. type de sol), la nature du peuplement et son état de conservation (e.g. dense ou clair, naturel ou planté, etc.), l'utilisation traditionnelle et la collecte du matériel végétal. Les documents d'aménagement des forêts concernées ont été consultés, même si, excepté les essences ligneuses, les essences arbustives, qualifiées de secondaires, sont le plus souvent négligées, eu égard à l'absence de peuplements importants pouvant justifier leur mise en valeur.

Approche d'échantillonnage représentatif des semences pour capturer le maximum de la diversité génétique

L'échantillonnage des semences est important pour le succès de toute étude scientifique et d'autant plus pour la diversité et la structure génétique d'une espèce (Krebs 1989). Son objectif est alors de construire un échantillon représentatif afin que les observations puissent être généralisées à l'ensemble de la population (Marshall & Brown 1975 ; Steele & Torrie 1980 ; Royle 2004). D'une manière générale, plus l'échantillon est grand plus l'estimation des observations est précise. Deux méthodes d'échantillonnage sont recommandées (Thompson & Seber 1996) : (1) la méthode probabiliste par tirage aléatoire d'échantillons dans la population-mère ; (2) la méthode non probabiliste par identification dans la population-mère de quelques

ESPÈCE													
Nom botanique N° provisoire Nom vernaculaire.....													
Utilisation traditionnelle..... Provenance.....													
LIEU													
Pays.....			Province/Etat.....			Région/division administrative.....							
Latitude.....			Longitude.....			Altitude.....							
Date de la collecte.....													
SITE													
Type de sol.....													
Pente.....			Orientation.....				Drainage.....						
	Jan.	Fev.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Aout	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Total/moyenne
Précipitation													
Température													
Station météorologique la plus proche..... Latitude..... Longitude ..													
..... Altitude.....													
PEUPELEMENT													
Densité: clair..... irrégulier..... dense..... Implantation.....													
Association..... État du peuplement.....													
Observations.....													
RÉCOLTE													
Méthode..... Récolté le.....													
Nombre d'individus concernés par la récolte... Espacement des individus concernés par la récolte.													
État des fruits ou graines..... Observations.....													
RÉCOLTEURS													
Rédigé par..... Récolteur.....													

Figure 1 – Fiche de récolte de fruits de *Myrtus communis* L. au Maroc.
Figure 1 – Harvest form of Moroccan fruits of *Myrtus communis* L.

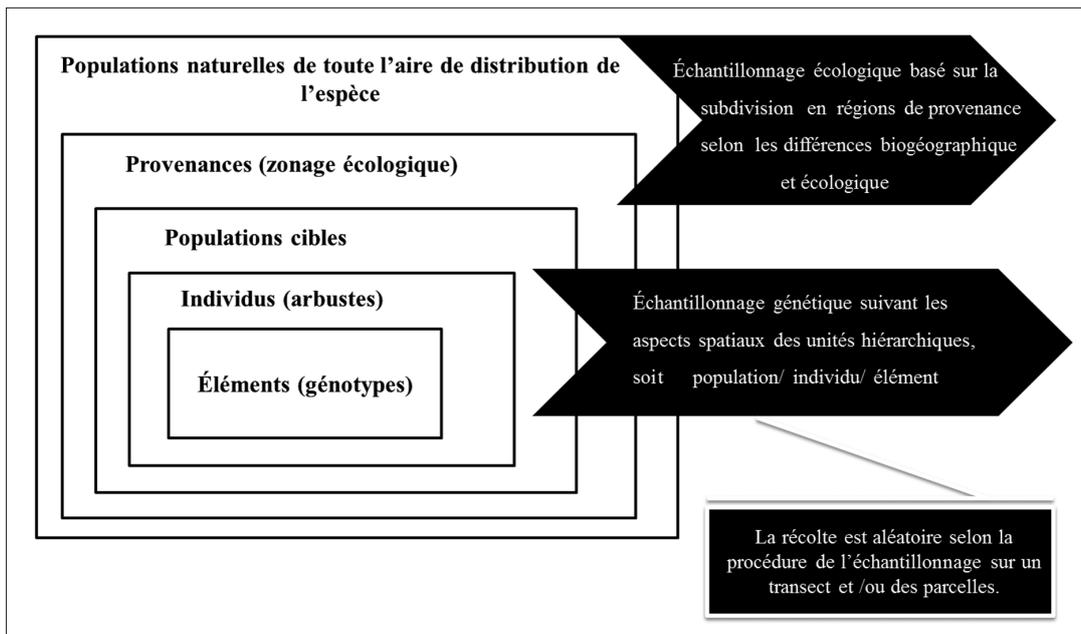


Figure 2 – Structure du plan d'échantillonnage adopté pour capturer le maximum de diversité génétique des populations naturelles du myrte au Maroc.

Figure 2 – Structure of the sampling plan adopted to capture the maximum genetic diversity in natural populations of myrtle in Morocco.

critères de répartition significatifs à respecter dans l'échantillon d'individus cibles.

L'information de base sur la distribution de l'espèce est utile pour choisir la procédure d'échantillonnage à utiliser. Par exemple, l'échantillonnage sur un transect pourrait être le meilleur pour des populations clairsemées, alors que l'échantillonnage par placettes conviendrait mieux aux populations denses. De plus, il y a l'échantillonnage stratifié se référant à l'hétérogénéité spatiale observée en écologie (e.g. étage bioclimatique, altitude, nature du sol, association végétale, densité du peuplement forestier). Cet échantillonnage stratifié est important pour regrouper les unités d'échantillonnage partageant une série de caractéristiques au sein de strates à partir desquelles des sous-unités seront sélectionnées.

Échantillonnage des populations naturelles de myrte commun

Une fois les sites et les populations de myrte localisés après l'étape de prospection et leurs origines naturelles vérifiées (exclusion des plantations ou d'hybridations évidentes), la récolte a été menée en novembre 2017. La structure du plan d'échantillonnage considérée (figure 2) est le résultat d'un couplage entre échantillonnage écologique (provenances) et génétique. Les procédures

d'échantillonnage sur des transects et dans des placettes et la méthode probabiliste qui s'appuie sur la sélection d'un échantillon par tirage aléatoire dans la population-mère ont été adoptées. Par ailleurs, en fonction de la disponibilité de l'espèce et de ses limites biogéographique et écologique (flux de gènes), nous avons parcouru une grande partie de l'aire de répartition naturelle de cette espèce. Pour bien représenter la diversité génétique intra-population, un effectif de dix à vingt individus a été considéré pour chaque population. Les arbustes échantillonnés sont distants de plus de 20 m les uns des autres, et ce pour éviter de cueillir des semences provenant d'individus étroitement apparentés (risque de semences consanguines). Aucune sélection phénotypique n'a été pratiquée pour éviter de choisir seulement les individus les plus adaptés à la sélection naturelle. En fonction du rendement de fructification par individu, un échantillon représentatif de près de 20 % de fruits et plus a été collecté. Les fruits de chaque individu échantillonné par population sont conservés séparément dans des sacs en papier kraft aérés bien étiquetés par leurs fiches de récoltes (figure 1) afin de maximiser la contribution des génotypes maternels lors de la régénération. Après deux semaines et demie de séchage à température ambiante au laboratoire, les graines sont extraites avec tamisage pour éliminer tout débris de

l'enveloppe des fruits. Les lots de graines sont conservés dans de nouvelles enveloppes en papier kraft et sont conservés séparément par individu et par population à une température d'environ $18 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$.

Résultats et discussion

Prospection des populations naturelles du myrte commun au Maroc

Statut de distribution des populations naturelles prospectées

Des campagnes de prospection ont été organisées pendant les périodes végétatives de l'espèce en 2016 et en 2017 (figure 3). Un récapitulatif du statut de distribution des populations naturelles du myrte, selon les régions administratives et écologiques, et les caractéristiques géographiques, est présenté dans le tableau 1. Les résultats des prospections

sur le terrain et par documentation nous ont permis de noter que le myrte se répartit sur une aire naturelle très vaste au Maroc. Elle est sujette à une grande variabilité orographique, édaphique et bioclimatique, comme signalé à l'échelle de la Méditerranée des Açores à l'Iran (Migliore *et al.* 2012 ; WCSP 2013). Toutefois, à l'échelle du Maroc, nous ne disposons que de peu d'informations sur la répartition géographique de l'espèce (Sauvage 1961b ; Métro & Sauvage 1955 ; Emberger 1939).

Au Maroc, le myrte est présent depuis le littoral atlantique aux environs de Tanger (Sauvage 1961a) jusqu'aux étages thermoméditerranéens et à la base du mésoméditerranéen (Rameau *et al.* 2008 ; Paradis *et al.* 2009). Ces résultats ont ainsi pu être vérifiés et complétés par notre travail de prospection. Le myrte se trouve dans le nord du Maroc, particulièrement dans la région de Chaouen et dans le Plateau central. Au nord-ouest du Maroc ; il est réparti dans les forêts plus claires de junipéraie du bassin-versant de Tahaddart et dans la forêt

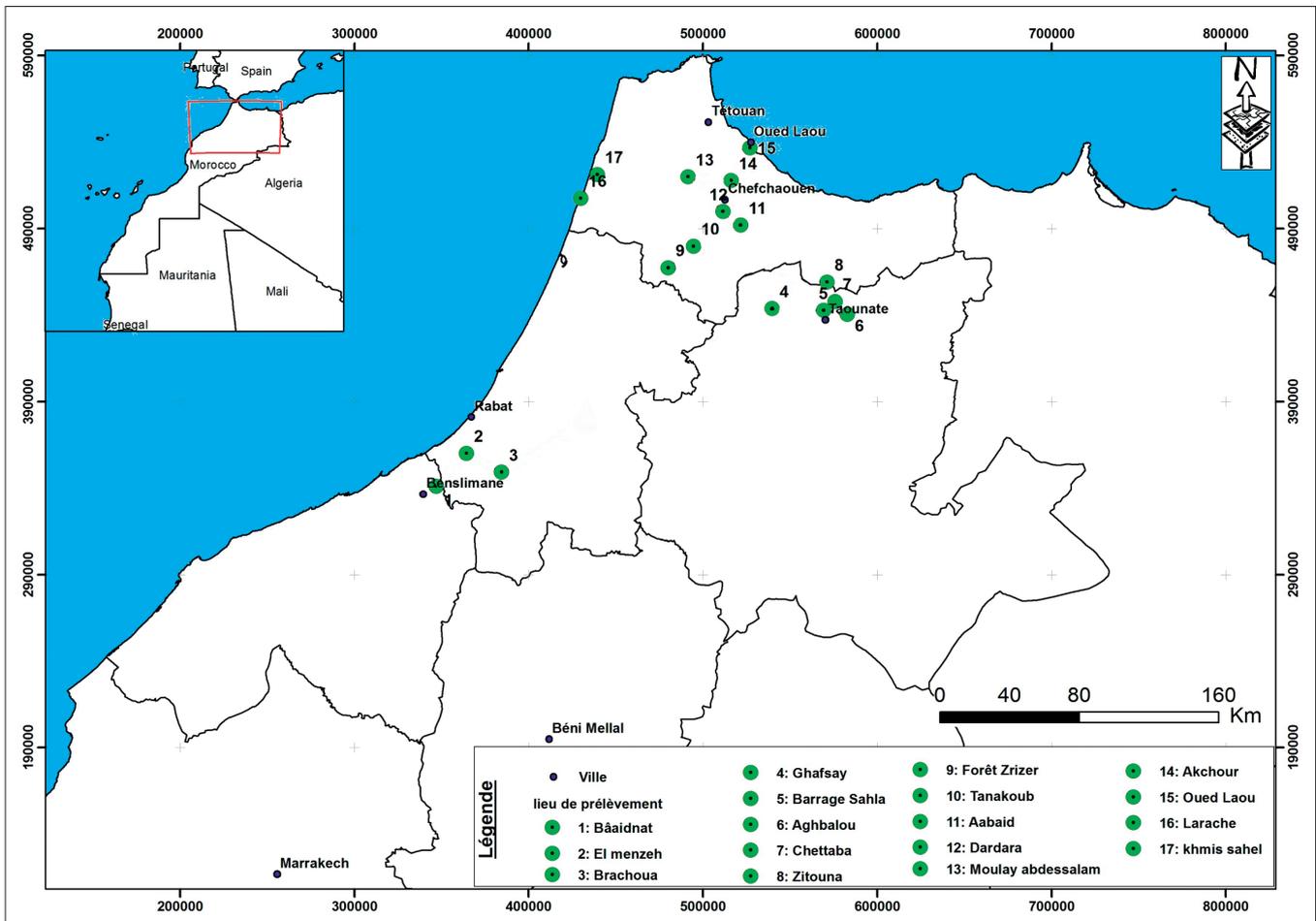


Figure 3 – Trajet de distribution des populations naturelles prospectées de myrte.
 Figure 3 – Distribution route of prospected natural populations of myrtle.

littorale de chêne-liège de Charf El Akab de la province de Tanger. Aussi, il est présent dans les suberaies littorales atlantiques de Larache-Khemis Sahel. Du nord-ouest vers le centre du nord Maroc, il y a des formations de myrtes dans les forêts qui se trouvent le long de la route secondaire de l'Arbaa Ayacha (direction Larache ou Ksar El Kebir) vers Khemis Beni Aarous. Le myrte est dispersé sous forme de taches dans la forêt de Zoumi de Ouezzane. Entre Ouazzane et Chefchaouen, il y a des formations à myrtes dans le parc de Bouhachem. Sur l'autre versant du Jbel Bouhachem à partir d'Al Hamra vers Moulay Abdeslam, se trouvent plusieurs forêts où le myrte est présent en association avec l'arbusier. Toujours dans la province du Chefchaouen, entre Dar Akobaa ou Akchour vers Oued Laou (Tétouan), il y a des populations de myrte bien conservées dans les sites maraboutiques. Le tronçon de route de Chefchaouen vers la route nationale d'Al Hoceima se caractérise par plusieurs formations forestières où le myrte est présent dans les subéraies de Derdara, Bab Taza, Bab Berrad et Fifi. Selon les auteurs Emberger (1939) et Sauvage (1961b), le myrte pousse spontanément dans les garrigues et le matorral des zones forestières et péri-forestières appartenant aux séries végétales à chêne-liège d'Aïn Rami, Amlay, Amsa et de Bni Idder dans sa lisière occidentale. Il se développe, aussi, dans les chênaies du nord-ouest du Gharb aux environs de Lalla Mimouna (Emberger 1939) et au Maroc oriental sur le versant dominant du Douar Alouana du nord-est (Taleb 1989). L'ensemble des sites prospectés à myrte dans

la région du nord du Maroc appartient au Rif occidental. Cette région sur les versants atlantiques constitue la zone la plus arrosée du pays comparativement aux autres zones à myrte et reçoit des tranches pluviométriques qui avoisinent les 800 mm/an. Les étages bioclimatiques dominants sont le subhumide et l'humide. Le substrat de grès numidien de la région est de type friable dans sa grande majorité.

Dans la région du pré-Rif de Taounate, le myrte est très abondant dans plusieurs massifs forestiers à savoir (tableau 1) : Ghafsai, Barrage Sahla, Douar zitouna, Aghbalou (Béni wlid), Chettaba, etc. Du au non-respect de la réglementation des exploitations des formations à myrte par la population riveraine pauvre pour l'extraction des huiles essentielles, l'état de dégradation de celles-ci est plus avancé. Ces sites se distribuent sur un massif forestier en association avec le pin d'Alep et le chêne vert. La tranche pluviométrique enregistrée annuellement dans la région de Taounate varie entre 600 et 700 mm, avec un climat de type continental (été chaud et sec avec une température maximale moyenne de près de 40 °C et hiver froid et humide autour de 5 °C). Les sols sont bruns calcaires vertiques et humifères. Selon Bayer *et al.* (2009), le myrte éviterait le calcaire, cependant il est signalé sur ce type de roche mère comme sur granite, sable et schiste (Agrimonti *et al.* 2007 ; Messaoud *et al.* 2007).

Dans la région du Plateau central (région de Rabat-Salé-Zaer), le myrte se trouve sur des

Tableau 1 – Les régions administratives et écologiques, et les caractéristiques géographiques des populations du myrte prospectées et collectées au Maroc.

Table 1 – The administrative and ecological regions, and the geographical characteristics of the myrtle populations prospected and collected in Morocco.

Codes	Régions administratives	Provinces	Cercles	Caïdats	Communes	Régions écologiques	Longitude ouest	Latitude nord
1		Ouezzane	Mokrisset	Zoumi	Zoumi		6°37''	34°48'
2			Bouhachem	Tanakoub	Parc Bouhachem		5°24'	34°03'
3	Tanger-Tétouan-Al Hoceima		Al Hamra	Molay Abdssalam	Jbel Bouhachem	Rif occidental	5°45'	35°24'
4		Chefchaouen	Bab Taza	Tanaqoub	Dardara		5°16'	35°06'
5			Bab Taza	Béni Ahmed	Aabaid		5°09'	35°01'
6			Ghafsai	Ourtzagh	Ghafsai		4°57'	34°3'
7			Taounate	Sahla	Barrage Sahla		4°38'	34°35'
8	Fès-Meknes	Taounate	Taounate	Ikawen	Douar zitouna	pré-Rif	4°37'	34°43'
9			Taounate	Béni wlid	Aghbalou		4°29'	34°33'
10			Bouhouda	Zrizer	Chettaba		4°34'	34°37'
11	Rabat-Salé-Zaer	Romani	Had Brachoua	Kourifla	Kourifla		6°38'	33°44'
12		Temara	Temara	El menzeh	El Menzeh	Plateau central	6°51'	33°49'
13	Casablanca-Settat	Benslimane	Aïn Tizgha	Ziaïda	Bâaidnat		7°02'	33°39'

surfaces très réduites et fragmentées dans les forêts de chêne-liège à savoir (tableau 1) : les forêts de Dar Essalam, Kourifla, Brachwa, Sehoul, kharouba (bassin-versant de l'Oued beht), Oulmes (bassin-versant de l'Oued Grou), El Menzeh, Bâaidnat, Sibe El Harcha, etc. Il se trouve aussi aux abords des dayas, Bni-Abid et Ben-Slimane (Métro & Sauvage 1955 ; Sauvage 1961b ; Aafi *et al.* 2005). En comparaison avec le Rif occidental et le pré-Rif, les sites du Plateau central reçoivent des niveaux de précipitations intermédiaires (~ 550 mm), au sein des étages bioclimatiques humide et semi-aride à variante chaude à tempérée (Sauvage 1961a ; Paradis *et al.* 2009). Sur le plan édaphique, le substrat est généralement sablonneux, plus ou moins profond, avec des grès argileux ou du sable argileux grès calcaire.

Le myrte, non encore prospecté, est également signalé au Haut Atlas au niveau d'Ourika à l'embouchure de la rive droite de l'Oued Tarzaza. Dans ces stations, le myrte serait planté et non pas d'origine naturelle (Maubert 1980). Cette région se caractérise par les précipitations moyennes annuelles les plus faibles.

Caractéristiques biologiques des populations naturelles prospectées

La prospection des populations naturelles de myrte nous a permis de vérifier les traits liés à leur description biologique (photo 1). Ceux-ci correspondent aux données bibliographiques relevées pour l'espèce sur le pourtour méditerranéen. Cependant, les pieds de myrte sur les transects des Oueds ou des sites d'accès difficile présentent des hauteurs maximales de 5 m ; cas des lits des Oueds de la réserve biologique d'El Harcha du Plateau central et du parc Bouhachem du Chaouen. En revanche, les myrtes se développant sur des placettes en plaine ou à accès facile ne dépassent généralement pas une hauteur de 50 cm et leurs feuilles sont petites avec des longueurs souvent inférieures à 2 cm. Ce résultat trouve sa justification dans l'exposition continue et agressive de ces peuplements de myrte à la dent du bétail.

Myrtus communis constitue des associations végétales avec *Quercus suber* L., *Quercus coccifera* L., *Pinus halepensis* Mill., *Pistacia lentiscus* L., *Cistus monspeliensis* L. *Cistus salviifolius* L., *Phillyrea angustifolia* L., *Smilax aspera* L., *Cytisus triflorus*, *Rubus ulmifolius* Schott., *Erica arborea* L., *Cistus halimifolium* L. (Emberger 1939), *Arbutus*

unedo L., *Erica scoparia* L. (Sauvage 1961a), *Nerium oleander* L., *Tamarix gallica* L., *Vitex agnus-castus* L. (Résultats non publiés).

État des populations naturelles de myrte

Les résultats de cette première phase de prospection montrent que les sites naturels de *M. communis* sont fortement dégradés et en nette régression à l'exception des sites d'accès difficile et des réserves biologique et écologique. Bien que certaines formations de myrte dans la région du Rif occidental (Chefchaouen) soient denses et bien conservées, il y a des populations (cas de Ouazzane et de Bab Taza) menacées par les feux de forêt en faveur de la création de terres agricoles vu la bonne qualité du climat et du sol. Les forces majeures de dégradation, du reste des populations du nord-ouest du Rif occidental, du pré-Rif et du Plateau central, sont le parcours intensif et la surcharge pastorale occasionnée principalement par les caprins, ainsi que l'exploitation non raisonnée de la biomasse par les populations riveraines à faible revenu (cas des forêts de Taounate et du Plateau central). Entre autres, cette pression de surexploitation de la ressource est le résultat de la forte demande en huiles essentielles (HE) du marché économique national et international (Wahid 2013). La demande croissante en HE des industries phytothérapeutiques, cosmétiques et pharmaceutiques a des conséquences sur la disponibilité à long terme de cette ressource et par conséquent sur la production totale et le rendement en HE. La diminution du rendement en Kg de la biomasse a atteint environ 49 % durant la période allant de 1999 à 2006 (Wahid 2013), dénotant une forte dégradation des peuplements naturels et justifiant l'absence de données statistiques couvrant la période allant de 2007 à 2013, probablement à cause de la chute continue de la production. En plus de la surexploitation de sa biomasse, le myrte figure parmi les espèces pastorales méditerranéennes les plus broutées par le cheptel caprin (Mancilla-Leytón *et al.* 2013). À cet égard, la surcharge des parcours fait que les prélèvements sont plus que quatre fois supérieurs à la possibilité des écosystèmes forestiers (observation des techniciens des eaux et forêts). La régression de cette ressource est donc gouvernée par l'interaction de plusieurs facteurs, notamment l'action humaine, l'urbanisation et la croissance démographique, le développement du secteur de phytothérapie

et le non-respect de la législation, et enfin la sévérité des stress environnementaux (incendies de forêts) en relation avec les changements climatiques. Malgré la régression rapide de ces populations, le myrte ne fait pas partie des espèces de plantes aromatiques et médicinales menacées au Maroc. L'intégration de l'approche génétique au processus d'échantillonnage deviendrait nécessaire à l'heure des changements climatiques où la variabilité génétique constitue la clé de conservation et d'adaptation du myrte.

Capture de la diversité génétique de myrte

Considération de l'échantillonnage par provenance

Aux fins d'une gestion efficace des populations d'une espèce, il est important d'identifier ses limites géographique et écologique. Ainsi, l'échantillonnage représentatif de la diversité génétique du myrte adopté dans la présente étude est basé premièrement sur l'approche de l'échantillonnage par provenance (zonage écologique) (figures 2 et 4), à partir des régions bio-géographiques suivantes : le Rif occidental, le pré-Rif, et le Plateau central (tableau 1). Toutefois, la récolte des semences basée uniquement sur l'approche classique des régions de provenance n'est plus suffisante (Brachet *et al.* 2006) d'autant plus à l'heure des changements climatiques et du mode de production des ressources forestières (voir la régénération par voie végétative

faute de régénération naturelle pour *Quercus rotondufolia* L., *Quercus suber* L. et *Argania spinosa* L.).

Considération de l'échantillonnage par population

L'échantillonnage écologique par provenance a été complété par un échantillonnage génétique considérant les différents niveaux hiérarchiques : populations, individus et génotypes (figure 4). Au niveau de la population, nous avons choisi aléatoirement treize populations représentatives des différentes régions (tableau 1). Elles sont génétiquement naturelles, auto-disséminées et distinctes (Brown & Marshall 1995). Ce nombre de population augmentera en fonction de la prospection de nouveaux sites du myrte et des besoins des programmes de collecte, mais surtout des ressources financières et des moyens techniques alloués à ces programmes. Falk & Holsinger (1991) notaient qu'un bon point de départ d'une banque de semence est d'échantillonner cinq populations sur l'ensemble de l'aire géographique du taxon, particulièrement lorsque les récolteurs travaillent de plus en plus dans un contexte d'érosion rapide des populations et avec des moyens relativement limités. Cependant, les données de quatre taxons menacés au niveau mondial (Neel & Cummings 2003) ont montré que cinq populations couvriraient, en moyenne, 67 à 83 % de tous les allèles. Par conséquent, si l'on fait exception des espèces à populations peu nombreuses, l'objectif de collecter seulement cinq populations ne donne pas une couverture

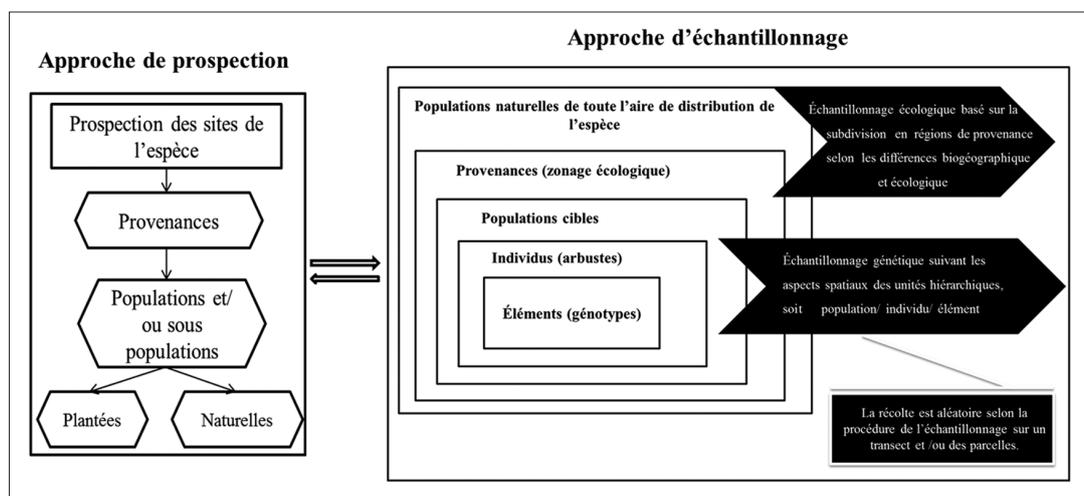


Figure 4 – Approches de prospection et d'échantillonnage adoptées pour capturer le maximum de diversité génétique des populations du myrte au Maroc.

Figure 4 – Prospecting and sampling approach adopted to capture the maximum genetic diversity of populations of myrtle in Morocco.

optimale. Guerrant *et al.* (2004) ont préconisé cinquante populations pour atteindre une meilleure couverture tout en reconnaissant que ceci impliquerait de répartir ce travail sur une longue période. Ainsi, le nombre des populations à récolter suivrait non seulement des critères éco-géographiques et d'état de santé et de conservation des peuplements, mais aussi des impératifs économiques.

Considération de l'échantillonnage par individu (arbuste)

Dans cette étude, nous avons échantillonné entre dix et vingt individus. Les individus ont été pris au hasard et les échantillons sont donc aléatoires. Le choix du nombre d'individus est en relation avec l'état de dégradation de l'écosystème de l'espèce, la petite taille des populations, la fructification des individus et les ressources financières. La règle générale stipule que les populations avec une diversité élevée sont génétiquement plus hétérogènes et doivent être largement échantillonnées (Hamrick *et al.* 1991). Quand les populations sont très petites (cas des espèces rares), il faut éviter de collecter un échantillonnage massif avec un nombre excessif d'individus. Dans cette situation, il faudrait échantillonner le matériel génétique dans plusieurs stations en prenant peu d'individus. Brachet *et al.* (2006), notaient qu'une diminution du nombre de populations échantillonnées entraîne une augmentation de la sous-estimation de la diversité génétique, alors qu'une réduction du nombre d'individus a moins d'effet. De même, ils ont montré que l'échantillonnage des populations et des individus a un effet significatif sur la différenciation génétique entre les populations (indice de différenciation génétique *F_{st}*). Toutefois, plusieurs auteurs ont suggéré que trente à cinquante individus seraient suffisants pour maintenir les fréquences alléliques des gènes faisant l'objet de la sélection naturelle, quelle que soit la taille de la population (Maynard 1986 ; Roberts & Bishir 1997). Le Centre de conservation des plantes aux États-Unis préconise l'échantillonnage de dix à cinquante plantes par population (Falk & Holsinger 1991). Ralls & Ballou (1986) estimaient qu'un nombre de vingt individus échantillonnés peut être considéré comme suffisant pour maintenir 90 % de la variation génétique des traits quantitatifs dans une population. Généralement la collecte des individus à l'intérieur d'une population ne pose pas de problème tant qu'une barrière évidente

aux échanges génétiques ne se présente et que la plupart des graines ont une dispersion inférieure à 100 m (Cain *et al.* 2000).

Considération de l'échantillonnage par génotype (semence)

Au niveau du génotype (semence), nous avons récolté aléatoirement 20 % des fruits par individu et par population. Ce pourcentage de semences collectées par plante est recommandé par plusieurs auteurs dans le manuel APAT (2006). Généralement, le pourcentage des semences échantillonnées est lié à la fructification des individus et au nombre de fruits qui atteignent la maturité.

Un échantillon de semences récolté par individu dans une seule population devrait avoir les potentialités pour être réintroduit dans la région de provenance (Brown & Marshall 1995). La vérification de la maturité des semences est nécessaire. Nos résultats sur la période de maturité des semences de myrte au Maroc révèlent qu'elle s'étale sur environ deux mois à partir d'octobre, ce qui se vérifie généralement au niveau du bassin méditerranéen (Agrimonti *et al.* 2007). Sur le terrain, nous avons évalué la maturité des graines du myrte par des moyens simples tels que la facilité de détacher le fruit de la plante mère et le virement de sa couleur à maturité du vert au violet. Cet examen sera accompagné par un test de germination des semences selon la réglementation internationale de semences (ISTA 1999), durant la deuxième phase de cette étude, pour mieux apprécier leur capacité de dissémination et rendre les résultats comparables à l'échelle de l'aire de répartition de l'espèce. Les effets temporels peuvent également être très importants, puisqu'un échantillonnage tôt ou tard dans la saison aura des conséquences sur les génotypes conservés à la fois en termes de diversité des allèles que de fréquences allélomorphes des génotypes. Ainsi, une récolte de semences (par provenance/population/individu) étalée sur cinq années consécutives pour capter le maximum de sa diversité génétique, est prévue.

Conclusion et perspectives

La mise en place de collections aussi exhaustives que possible des ressources génétiques de *Myrtus communis* au Maroc repose sur une prospection générale de toute son aire naturelle et sur un échantillonnage à la fois écologique

par provenance et génétique tout en considérant les différents niveaux de diversité génétique. Par ailleurs, la prospection permet non seulement de déterminer les caractéristiques biogéographiques, l'état de santé des habitats de l'espèce et l'état de sa conservation, mais aussi de découvrir des populations pouvant potentiellement être des réservoirs génétiques d'intérêt économique et écologique important. La collecte raisonnée des ressources génétiques du myrte est basée en premier lieu sur les aspects spatiaux écologiques de l'échantillonnage entre les provenances. En deuxième lieu, l'échantillonnage s'est référé aux effets spatiaux des différents niveaux hiérarchiques génétiques pour capturer le maximum de diversité génétique.

Les ressources génétiques du myrte que nous avons collectées et que nous irons collecter durant la deuxième phase de cette étude en vue de créer une banque de semences de cette espèce feront l'objet des perspectives suivantes :

- 1) déterminer les zones de transfert de semences et les empreintes génétiques des populations marocaines du myrte, en fournissant des informations sur la variation génétique intra-spécifique ;
- 2) étudier le traitement et la conservation des semences pour maîtriser et mieux gérer la banque de semences de cette espèce ;
- 3) déterminer les techniques de culture permettant la domestication et la conservation *ex situ* du myrte par son introduction dans les zones périforestières et les forêts urbaines sur l'ensemble de l'étage bioclimatique thermoméditerranéen et à la base du mésoméditerranéen ;
- 4) évaluer les réponses éco-physiologiques et chimiques (cas des huiles essentielles) des populations en relation avec la génétique quantitative pour la réintroduction et l'intensification de la production de l'espèce par une culture sélective ;
- 5) assurer un transfert de connaissance et de savoir-faire auprès des populations en vue d'améliorer leur revenu. Ces étapes seront indispensables pour augmenter et valoriser l'usage des produits du myrte dans le cadre d'une stratégie participative de développement harmonieux et durable de l'espèce.

Références bibliographiques

Aafi A., Achhal A.K., Benabid A. & Rouchdi M., 2005. Richesse et diversité floristique de l'écosystème de chêne-liège de la forêt de la Mamora. *Acta Botanica Malacitana* 30 : 127-138.

- Agrimonti C., Bianchi R., Bianchi A., Ballero M., Poli F. & Marmioli N., 2007. Understanding biological conservation strategies: a molecular genetic approach to the case of myrtle (*Myrtus communis* L.) in two Italian regions: Sardinia and Calabria. *Conserv. Genet.* 8: 385-396.
- Alem G., Mekonnen Y., Tiruneh M. & Mulu A., 2008. In vitro antibacterial activity of crude preparation of myrtle (*Myrtus communis*) on common human pathogens. *Ethiopian Med. J.* 46: 63-69.
- Aparicio A., Hampe A., Fernandez-Carrillo L. & Albaladejo R.G., 2012. Fragmentation and comparative genetic structure of four mediterranean woody species: complex interactions between life history traits and the landscape context. *Divers. Distrib.* 18: 226-235.
- APAT, 2006. Manuale per la raccolta, studio, conservazione e gestione *ex situ* del germoplasma. *Manuali e Linee guida* 37, APAT, Rome.
- Bayer E., Buttler K.P., Finkenzeller X. & Grau J., 2009. *Guide de la flore méditerranéenne*. Delachaux et Niestlé Press, Paris.
- Birost Y., 1986. *Principaux apports de la génétique et de l'amélioration des arbres forestiers à la sylviculture : Situation actuelle et perspectives*. École nationale du Génie rural, des eaux et des forêts, Rabat.
- Brachet S., Bastien C., Bilger I. *et al.*, 2006. Stratégies raisonnées d'échantillonnage pour capturer la diversité génétique et sa structuration dans les populations naturelles. Application aux mesures de gestion conservatoire, *Les Actes du BRG 6* : 211-230.
- Brown A.H.D. & Marshall D.R., 1995. A basic sampling strategy: theory and practice. In: Guarino L., Ramanatha Rao V., Reid R. (eds), *Collecting plant genetic diversity: Technical guidelines*. CABI Wallingford, Oxon: 75-91.
- Cain M.L., Milligan B.G. & Strand A.E., 2000. Long-distance seed dispersal in plant populations. *Am. J. Bot.* 87 (9): 1217-1227.
- Campbell M.S., 1968. *Myrtus* L. In: Tutin T.G., Heywood V.H., Burges N.A. *et al.* (eds), *Flora Europaea*. Cambridge University Press, Cambridge, vol. 2: 303-304.
- Cannas S., Molicotti P., Ruggeri M., Cubeddu M., Sanguinetti M., Marongiu B. & Zanetti S., 2013. Antimycotic activity of *Myrtus communis* L. towards *Candida* spp. from clinical isolates. *J. Infect. Dev. Countr.* 7(3): 295-298.
- Cervelli C., 2005. *Myrtus communis* L.: Le specie arbustive della macchia mediterranea un patrimonio da valorizzare. *Supplemento alla rivista trimestrale Sicilia Foreste* 26: 111-118.
- Ciccarelli D., Garbari F. & Pagni A.M., 2008. The flower of *Myrtus communis* (Myrtaceae): secretory structures, unicellular papillae, and their ecological role. *Flora* 203: 85-93.
- Emberger L., 1939. *Aperçu général sur la végétation du Maroc. Commentaire de la carte phytogéographique du Maroc au 1:1 500 000*. Ueröff Geobot Inst Rübel HSSoc Nat: 40-157.
- Falk D.A. & Holsinger K.E., 1991. *Genetics and conservation of rare plants*. Oxford University Press, New York.
- Gonçalves S., Gomes D., Costa P. & Romano A., 2013. The phenolic content and antioxidant activity of infusions from Mediterranean medicinal plants. *Ind. Crop Prod.* 43: 465-471.
- González-Varo J.P., Albaladejo R.G. & Aparicio A., 2009. Mating patterns and spatial distribution of

- conspecific neighbours in the Mediterranean shrub *Myrtus communis* (Myrtaceae). *Plant Ecol.* 203: 207-215.
- Govaerts R., Sobral M., Ashton P. *et al.*, 2008. *World checklist of Myrtaceae*. Royal Botanic Gardens, Kew, London: 470 p.
- Guerrant E.O., Fiedler P.L., Havens K. & Maunder M., 2004. Appendix 1: Revised genetic sampling guidelines for conservation collections of rare and endangered plants. In: Guerrant E.O., Havens K. & Maunder M. (eds), *Ex situ plant conservation: supporting species survival in the wild*. Island Press, Washington DC.
- Hamrick J.L., Godt M.J.W., Murawski D.A. & Loveless M.D., 1991. Correlations between species traits and allozyme diversity: implications for conservation biology. In: Falk D.A. & Holsinger K.E. (eds), *Genetics and conservation of rare plants*. Oxford University Press, New York.
- Hensen I. & Oberprieler Ch., 2005. Population size affects genetic diversity and seed production in the rare *Dictamnus albus* (Rutaceae) in Central Germany. *Conserv. Genet.* 6: 63-73.
- ISTA, 1999. International rules for seed testing. *Seed Science and Technology* 27, supplement.
- Krebs C.J., 1989. *Ecological methodology*. Harper and Row Press, New York.
- Kremer A., 1994. Diversité génétique et variabilité des caractères phénotypiques chez les arbres forestiers. *Genet. Sel. Evol.* 26 (1): 105s-123s.
- Kumar J. & Gupta P.K., 2008. Molecular approaches for improvement of medicinal and aromatic plants. *Plant Biotechnol. Rep.* 2: 93-112.
- Mancilla-Leytón, J.M., Mejías R.P. & Vicente A.M., 2013. Shrub vegetation consumption by goats in the southwestern Iberian Peninsula. *Livest. Sci.* 153: 108-115.
- Marchenay Ph. & Paca P., 1987. *À la recherche des variétés locales de plantes cultivées. Guide méthodologique*. CBN-Med, Bureau des ressources génétiques du MNHN, Hyères, Paris, 125 p.
- Marshall D.R. & Brown A.H.D., 1975. Optimum sampling strategies in genetic conservation. In: Frankel O.H. & Howkes J.G. (eds), *Crop genetic resources for today and tomorrow*. Cambridge University Press, Cambridge: 53-80.
- Maubert P., 1980. *Informations sur le Myrtus communis*. Fichier central de l'herbier de la faculté des sciences, Marrakech, 62 p.
- Maynard C.A., 1986. Population genetics of forest trees: Implications of in vitro techniques. *In Vitro Cell. Dev. B.* 22(5): 231-233.
- Messaoud Ch., Afif M., Boulila A., Rejeb M.N. & Boussaid M., 2007. Genetic variation of Tunisian *Myrtus communis* L. (Myrtaceae) populations assessed by isozymes and RAPDs. *Ann. Forest Sci.* 64: 845-853.
- Métro A. & Sauvage Ch., 1955. *Flore des végétaux ligneux de la Mamora*. Société des sciences naturelles et physiques du Maroc, Rabat, 498 p.
- Meyer S.E. & Monsen S.B., 1993. Genetic considerations in propagating native shrubs, forbs, and grasses from seed. In: Association Symposium (ed.), *Western forest nursery association meeting*. Fallen Leaf Lake, 14-18 september 1993.
- Migliore J., Baumel A., Juin M. & Médail F., 2012. From Mediterranean shores to central Saharan mountains: key phylogeographical insights from the genus *Myrtus*. *J. Biogeogr.* 39: 942-952.
- Moore G. & Tymowski W., 2008. *Guide explicatif du traité international sur les ressources phylogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture*. UICN droit et politique de l'environnement, 205 p.
- Mulas M., Francesconi A.H.D. & Perinu B., 2002. Myrtle (*Myrtus communis* L.) as a new aromatic crop: cultivar selection. *Journal Herbs Spices & Medicinal Plants* 9: 127-131.
- Neel M.C. & Cummings M.P., 2003. Effectiveness of conservation targets in capturing genetic diversity. *Conserv. Genet.* 17(1): 219-229.
- Olivier L., 1993. Les arboretums et la conservation de la diversité génétique. *Forêt méditerranéenne* XIV (1): 17-22.
- Paradis G., Lorenzoni-Piertri C., Pozzo Di Borgo M.L., Sorba L., 2009. La végétation des mares temporaires méditerranéennes de la Corse. *Bulletin de la Société des sciences historiques et naturelles de la Corse*, 728-729.
- Ralls K. & Ballou J.D., 1986. Captive breeding programs for populations with a small number of founders. *Trends in ecology & evolution* 1: 19-22.
- Rameau J.C., Mansion D., Dumé G. & Gaubeville C., 2008. *Flore forestière française. Région Méditerranéenne*. Institut pour le développement forestier, CNPPF, Paris, 2 432 p.
- Rao N.K., Hanson J., Dulloo M.E., Ghosh K., Nowell D. & Larinde M., 2006. *Manuel de manipulation des semences dans les banques de gènes*. Biodiversity International, Rome, 1 p.
- Roberts J.H. & Bishir J.W., 1997. Risk analyses in clonal forestry. *Can. J. Forest Res.* 27: 425-432.
- Royle J.A., 2004. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60: 108-115.
- Sabiha S., Aftab M.A., Asif M. & Mohd A., 2011. *Myrtus communis* Linn.: A review. *Indian journal of natural products and resources* 2(4): 395-402.
- Sauvage Ch., 1961a. Recherches géobotaniques sur les subéraies marocaines. *Travaux de l'Institut scientifique chérifien, Série botanique*, vol. 21: 462 p.
- Sauvage Ch., 1961b. Flore des subéraies marocaines (catalogue des cryptogames vasculaires et phanérogames). *Travaux de l'Institut scientifique chérifien, Série botanique*, vol. 22: 252 p.
- Steele R.G.D. & Torrie J.H., 1980. *Principles and procedures of statistics: a biometrical approach*. Mc Graw-Hill Books Co, Toronto, 633 p.
- Stuart M., 1994. *The encyclopedia of herbs and herbalism*. 3rd Edition, 136 p.
- Taleb M.S., 1989. *Étude de la végétation du bassin-versant de l'oued Lkaddab (Meseta orientale, Maroc)*. Thèse de doctorat de la faculté des sciences, université Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc.
- Thompson S.K. & Seber G.A.F., 1996. *Adaptive sampling*. John Wiley et Sons, New York.
- Traveset A., Riera N. & Mas R.E., 2001. Ecology of fruit-colour polymorphism in *Myrtus communis* and differential effects of birds and mammals on seed germination and seedling growth. *J. Ecology* 89: 749-760.
- Wahid N., 2013. Perspectives de la valorisation de l'usage et de la culture du *Myrtus communis* au Maroc. *Phytothérapie* : 1-7.
- WCSP, 2013. *World checklist of selected plant families*. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew.

Variation de l'interception des précipitations dans une chênaie à *Quercus ilex* L. des Aurès (Est algérien)

Variation of the interception of rainfall in an oak grove of Quercus ilex L. in the region of Aurès (East Algeria)

Toufik BENHIZIA^{1,2,*}, Bachir OUDJEHIH¹ et Salim LEBBAL²

1. Département des sciences agronomiques, université Batna 1, Algérie

2. Département des sciences agronomiques, université de Khenchela, Algérie

*Auteur correspondant : toufikbenhizia@yahoo.fr

Received: 6 June, 2017; First decision: 4 April, 2018; Revised: 1 May, 2018; Accepted: 11 June, 2018

Résumé

La répartition des précipitations en différentes fractions d'égouttement, écoulement et interception est la première interaction entre le cycle de l'eau et la forêt. Ces fractions ont été évaluées pour une période de trois années successives sous le couvert de Quercus ilex L. dans la chênaie de Hamla dans les Aurès par un dispositif de recueil spécifique pour chaque fraction : sous couvert pour l'égouttement, scellé sur les troncs pour l'écoulement et installé sur un sol nu pour les précipitations.

Les résultats ont montré que le taux des précipitations qui arrivent par égouttement se situe en moyenne à 57,4 % des précipitations.

L'écoulement ne représente en moyenne qu'une faible fraction (6,7 %) des précipitations. Quant à l'interception, elle est très forte et elle représentait en moyenne 35,8 % des précipitations. La variabilité interannuelle de l'égouttement et de l'interception est importante. Elle est largement dépendante des précipitations journalières incidentes.

Les relations entre les précipitations, l'écoulement et l'égouttement dans la station étudiée ont été appréciées par des régressions linéaires qui ont montré de fortes corrélations entre les différentes fractions d'eaux et les précipitations (R^2 varie entre 0,74 et 0,99).

Abstract

The distribution of precipitation in different fractions (i. e. throughfall, stemflow and interception) is the first interaction between the water cycle and the forest. These fractions have been evaluated over a period of three successive years under the cover of green oak (Quercus ilex L.) in Hamla forest, eastern Algeria using specific collection devices under cover for the throughfall, sealed on the trunks for the stemflow, and installed on bare soil for the precipitation.

The results showed that the rate of water coming by throughfall was on average 57.4% of the precipitation. Stemflow represented a small fraction of precipitation (6.7%). The interception was high. It was on average 35.8% of the precipitation. In general, the interannual variability was significant. It is attributed mainly to the importance of the daily precipitation. The relationships between precipitation, stemflow and throughfall at the study site were assessed by linear regressions which revealed strong correlations between different fractions of water and precipitation. R^2 varied between 0.74 and 0.99.

Keywords: precipitation, throughfall, stemflow, interception, green oak, Aurès.

Mots clés : précipitations, égouttement, écoulement, interception, chêne vert, Aurès.

Version anglaise abrégée

The green oak (*Quercus ilex* L.) is one of the most important forest trees in the Mediterranean region. It covers nearly 2 million ha (Dahmani-Megrerouche 2002; Bonin 2008) with 149 000 ha (El Achi 2010) in Algeria. Under the Mediterranean climate and in the arid and semi-arid zones, the availability of water at soil level is the main constraint faced by the green oak (Limousin *et al.* 2008). Data on the interception of rainfall by oak grove of *Quercus ilex* in a semi-arid climate are few (Llorens & Domingo 2007 ; Muzylo *et al.*, 2009) nonexistent for Algeria to our knowledge. The purpose of this study is to quantify precipitation, stemflow, throughfall and interception in a green oak grove and their temporal variations in order to establish prediction models of different fractions of water.

Our work concerns a green oak grove in Hamla (35° 5'N and 6° 2'E) in the Aurès region (East Algeria) during the period from January 2011 to December 2013. The grove is part of Belezma National Park. The protocol used in this study is based on research carried out by Gash *et al.* (1995), Dumas (2009) and Limousin *et al.* (2008). Precipitation was collected using plastic containers of inverted cone shape on bare soil, and the quantities of water collected were measured with a test tube. On the other hand, the throughfall was evaluated using specific collection devices under cover, and the stemflow with a device sealed on the trunks of trees.

The results of this study showed that the daily precipitation on the Aurès was mainly less than 4 mm. The annual amount of precipitation recorded was between 246.9 and 528,4 mm spread over 90 to 135 days. In addition, the throughfall varied from year to year and from month to month. It was on average 57.4% of precipitation, shared over a maximum of 75 days/year. As for the fraction of the rains which reached the ground by stemflow, it represented on average only 6.7% of the total precipitation, distributed over a period not exceeding 13 days/year. This very low quantity of water, which reaches the ground close to the trunks of trees, can explain the low productivity of the green oak in the Aurès. Furthermore, the interception rate was considerable. On average, it accounted for 35.8% of the total received precipitation.

The variation of throughfall, stemflow and interception was important over time,

especially between years. It was largely dependent on the amount of daily precipitation.

The study of the relationship between the different measured parameters revealed strong positive correlations between precipitation and throughfall and stemflow, whereas interception was negatively correlated with precipitation. Months with low precipitation (July and August in general) were characterized by the lowest stemflow and throughfall volumes and the highest interception.

The models described in the form of equations can be used to predict the quantity of water that will arrive at the forest floor either by throughfall or stemflow in the Aurès oak groves and then to apprehend the interception.

Introduction

Le chêne vert est l'une des espèces forestières les plus représentées dans la région méditerranéenne. Il couvre près de deux millions d'hectares (Dahmani-Megrerouche 2002 ; Bonin 2008). En Algérie, il s'étend sur une superficie de 149 000 ha (El Achi 2010). On le rencontre dans les Aurès entre 1 000 et 2 200 m d'altitude. À 1 500-1 770 m, il forme de très belles futaies (Abdessemed 1984).

Dans les zones reculées, ces forêts qui se développent sous un climat méditerranéen contraignant (Quézel 1976 ; Quézel 2000 ; Benslimane *et al.* 2008 ; Chermat *et al.* 2013 ; Chermat *et al.* 2016) sont soumises en permanence à une forte pression anthropique (Beghami *et al.* 2013). Les peuplements se présentent souvent sous forme de taillis simples de faible productivité, estimée à environ 2,24 tonnes/ha (Khater, 2010). La faible densité, la forme rabougrie des cépées et la hauteur moyenne des arbres (2,5 m) témoignent de la sévérité de l'impact de ces contraintes (Teibi 1992).

Sous climat méditerranéen et dans les zones arides et semi-arides, la disponibilité de l'eau au niveau du sol joue un rôle très important pour la régénération et la productivité des arbres forestiers (Sadeghi *et al.* 2015a ; Lempereur *et al.* 2017). Elle est la principale contrainte à laquelle doit se confronter le chêne vert (Limousin *et al.* 2008). En Algérie, les quatre dernières décennies sont marquées par des sécheresses récurrentes plus ou moins accentuées selon les régions (Chermat *et al.* 2013).

De nombreux modèles climatiques prévoient des changements susceptibles de perturber le fonctionnement des végétaux. À titre d'exemple, le rapport du GIEC (2014) indique pour la fin du XXI^e siècle une diminution des précipitations d'environ 20 % ; ce qui fait de la région méditerranéenne l'une des zones du globe qui sera la plus fortement touchée par les changements climatiques.

La faible disponibilité en eau a mis en exergue l'utilité, pour les forestiers et les gestionnaires de l'eau, de l'évaluation des pluies qui arrivent réellement sur le sol forestier (Sadeghi *et al.* 2015a) ainsi que de la compréhension de la répartition des précipitations en différentes fractions d'égouttement, d'écoulement et d'interception (Limousin *et al.* 2008), afin de développer des plans stratégiques pour le choix des espèces destinées aux reboisements et de contrôler l'érosion hydrique du sol.

Lorsque les précipitations arrivent sur un couvert forestier, elles se divisent en trois parties : la première traverse les couronnes des arbres (égouttement), la seconde s'écoule le long des troncs des arbres (écoulement) et la troisième se perd soit par le stockage dans la canopée des arbres soit par évaporation (interception). De nombreuses études ont porté sur l'interception des précipitations par différents couverts forestiers dans différents pays (Gash 1979 ; Gash *et al.* 1995 ; Llorens 1997 ; Carlyle-Moses & Price 1999 ; Navar *et al.* 1999 ; Schellekens *et al.* 1999 ; Jackson, 2000 ; Bryant *et al.* 2005 ; Sraj *et al.* 2008 ; Limousin *et al.* 2008 ; Fathizadeh *et al.* 2013 ; Sadeghi *et al.* 2015a ; Sadeghi *et al.* 2015b ; Attarod *et al.* 2015 ; Sadeghi *et al.* 2016 ; Van Stan *et al.* 2016). Les données sur l'interception des pluies par les chênaies à *Quercus ilex* dans un climat semi-aride sont en revanche peu nombreuses (Llorens & Domingo 2007 ; Muzyllo *et al.* 2009 ; Fathizadeh *et al.* 2013) et, à notre connaissance, inexistantes pour l'Algérie.

La présente étude a pour but, d'une part, de quantifier les précipitations, les eaux d'écoulement, d'égouttement et d'interception dans une chênaie de *Quercus ilex* L. des Aurès et, d'autre part, de suivre leurs variations temporelles afin d'établir des modèles pour la prévision des différentes fractions d'eau.

Méthodes

Sites d'étude

Notre travail concerne un peuplement de chêne vert à Hamla dans la région des Aurès (Est algérien). Il fait partie de l'aire du parc national de Belezma qui couvre une superficie 26 250 ha. Cette chênaie (35° 5'N et 6° 2'E), avec une pente de 45 %, se trouve à 1 500 m d'altitude, sur le versant nord de la partie centrale du Djebel Tugurt, à 12 km au nord-ouest de la ville de Batna. Sa végétation est dégradée principalement par l'action anthropique (surexploitation et incendies) et elle se compose essentiellement de *Quercus ilex*. La densité du peuplement est de 350 tiges/ha. Son indice de surface foliaire est de l'ordre de 1,4. Il repose sur un substrat calcaire dolo-mitique et un sol brun calcaire peu profond (Abdessemed 1981).

Dans la région d'étude, entre 2011 et 2013, l'insolation totale mensuelle était comprise entre 149 (décembre 2011) et 363 heures (juin 2013) ; alors que la température moyenne était de 15,6 °C, selon les données fournies par la station météorologique d'Ain Skhoua (Batna). La pluviométrie annuelle de la même région au cours d'une période de 32 ans (1989-2010) a été comprise entre 188 et 596 mm ; tandis que la saison sèche durant la même période a été supérieure à cinq mois (figure 1).

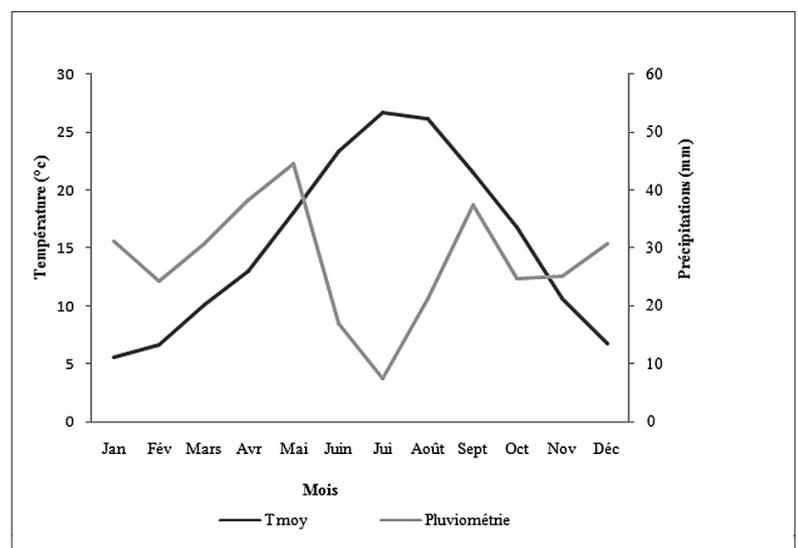


Figure 1 – Diagramme ombrothermique de Bagnouls & Gausson pour la station d'Ain Skhoua (moyennes calculées sur la période de 1989-2010).

Figure 1 – Ombrothermic diagram of Bagnouls & Gausson for the station of Ain Skhoua (means calculated for the period 1989-2010).

Plan expérimental

Le protocole utilisé dans la présente étude est inspiré des travaux de recherche de Gash *et al.* (1995), Dumas (2009) et Limousin *et al.* (2008) en raison de ses avantages tels que la facilité de son application et la prise en compte de l'écoulement le long des troncs. Plusieurs auteurs ont démontré qu'il y a une marge d'erreur plus grande dans l'évaluation de l'interception lorsqu'on néglige l'écoulement (Limousin *et al.* 2008 ; Fathizadeh *et al.* 2013 ; Sadeghi *et al.* 2015a ; Sadeghi *et al.* 2015b ; Attarod *et al.* 2015).

Ce protocole a été surtout validé par de nombreuses études menées dans divers couverts forestiers de différents pays (Gash 1979 ; Llorens 1997 ; Carlyle-Moses & Price 1999 ; Navar *et al.* 1999 ; Schellekens *et al.* 1999 ; Jackson 2000 ; Bryant *et al.* 2005 ; Sraj *et al.* 2008).

Les précipitations et les eaux d'égouttement sont collectées à l'aide de récipients en plastique en forme de cône renversé, munis d'un couvercle dont la partie inférieure conique est percée de petits trous pour réduire au maximum l'évaporation et retenir les débris végétaux et animaux. La surface de réception d'un récipient est de 0,049 m². Les récipients sont fixés sur des supports métalliques à 4 pieds, de sorte que la cuve soit à 20 cm du sol (figure 2a et b). Les quantités d'eau recueillies sont mesurées avec une éprouvette.

Les eaux d'égouttement sous les canopées sont quantifiées par 4 récipients installés aléatoirement sous les couronnes de 25 arbres de 2,5 à 4 m de haut et de 60 à 70 ans d'âge (figure 2a). La surface globale de collecte est de 4,9 m². Cette dernière est jugée suffisante pour estimer convenablement l'eau d'égouttement sous couvert (Rodrigo & Avila 2001).

Les quantités des eaux de précipitation à découvert sont évaluées par la mise en place de 10 récipients identiques à ceux décrits précédemment, et répartis aléatoirement dans une zone au sol nu, éloignée de 10 m environ du couvert végétal (figure 2b).

Les eaux d'écoulement étaient recueillies par des collecteurs scellés solidement autour des troncs des arbres, avec des colliers en plastique rendus étanches à l'aide de mastic (figure 2c). Les collecteurs étaient légèrement inclinés pour permettre le raccordement de leur point le plus bas qui facilite le transfert rapide de l'eau captée vers un bidon. Les ouvertures supérieures des collecteurs étaient couvertes pour éviter l'entrée des eaux d'égouttement. Les volumes de l'écoulement en mm ont été calculés par la division des quantités collectées par la surface du houppier (Livesley *et al.* 2014).

L'emplacement des dispositifs d'estimation des eaux d'écoulement était fixe durant toute la période des mesures.

Les volumes des eaux (précipitations, égouttement et écoulement) ont été mesurés en continu de janvier 2011 à décembre 2013, le plus rapidement possible après la chute des pluies.

Les volumes d'eau recueillis sont convertis en mm par la formule :

$$P \text{ (mm)} = 10 \times V/S$$

(Vialard-Goudou & Richard 1956)

sachant que : S = surface de réception en cm² et V = volume d'eau recueilli en cm³.

La quantité d'eau interceptée, exprimée en mm, a été estimée par la formule :

$$I \text{ (mm)} = P - (E_g + E_c)$$

(Aussenac 1968 ; Bellot *et al.* 1999 ; Limousin *et al.* 2008 ; Dumas 2009)

avec : I = eau interceptée, P = précipitations, E_g = égouttement et E_c = écoulement.

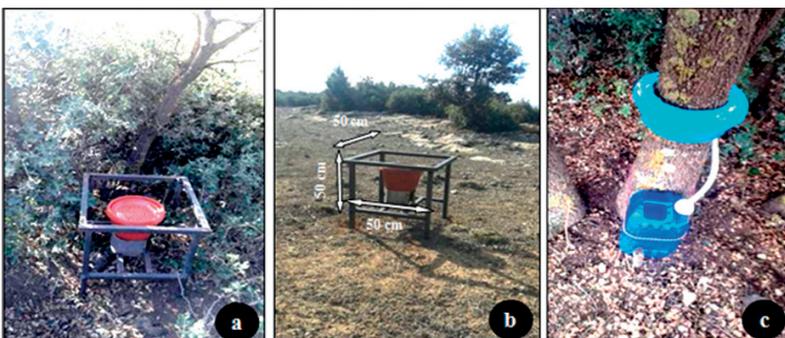


Figure 2 – Dispositifs de collecte des eaux d'égouttement sous la canopée (a), incidentes à découvert (b) et d'écoulement (c).

Figure 2 – Devices for collecting throughfall water under the canopy (a), rainfall (b) and stemflow (c).

Analyses des données

Les résultats des précipitations, égouttement, écoulement et interception sont soumis à l'analyse de la variance (ANOVA) au seuil de 5 % d'erreur, en utilisant le logiciel SPSS version 10.0.5 (SPSS Inc.) ; tandis que les modèles de prévision des paramètres étudiés (E_g, E_c et I) ont été établis par des régressions linéaires avec Microsoft Excel 2007©.

Résultats

Précipitations (P)

Variations interannuelles et intra-annuelles

Durant la période d'étude, entre 2011 et 2013, les quantités de pluies recueillies varient d'une année à l'autre et d'un mois à l'autre (figure 3). L'analyse de variance ANOVA des précipitations annuelles a montré une différence significative (tableau 1). L'année 2011 était la plus pluvieuse (528,4 mm) ; tandis que l'année 2012 était la moins pluvieuse (246,9 mm).

D'un autre côté, l'analyse ANOVA n'a révélé aucune différence significative entre les mois, à l'exception de l'année 2012 (tableau 1). D'une façon générale, les mois les plus secs étaient juillet et août, alors que les mois d'avril, septembre et octobre étaient souvent les plus arrosés (figures 3 à 5).

Fréquences des différentes classes des précipitations

Pendant la période d'étude, la chênaie de Hamla a accumulé environ 528, 247 et 334 mm de pluies (respectivement pour 2011, 2012 et 2013), réparties sur 135, 90 et 94 jours de précipitations respectivement (tableau 2).

La connaissance du régime des précipitations est très importante pour comprendre la variation des paramètres étudiés (P), (E_g), (E_c) et (I) à l'échelle mensuelle et annuelle. Les précipitations journalières enregistrées durant la présente étude sont comprises entre 0,4 et 70,2 mm.

Les résultats de classement des précipitations et leurs fréquences, dans des intervalles allant de 0 à 80 mm, sont reportés dans le tableau 2. Ce dernier montre que le nombre de jours durant lesquels on a recueilli des précipitations inférieures à 4 mm constitue un pourcentage élevé (> 80 %) du total des jours de précipitations.

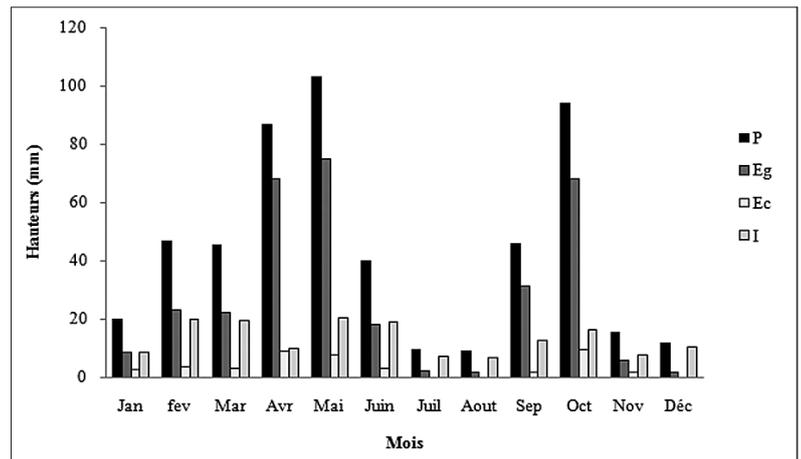


Figure 3 – Précipitations (P), égouttement (E_g), écoulement (E_c) et interception (I) (mm) dans la chênaie de Hamla (Algérie) durant l'année 2011.

Figure 3 – Precipitation (P), throughfall (E_g), stemflow (E_c) and interception (I) (mm) in the oak grove of Hamla (Algeria) in 2011.

Eaux d'égouttement (E_g)

Le nombre de jours de pluie qui ont donné lieu à des égouttements varie d'une année à l'autre. Il est de 75 jours pour l'année 2011, 53 jours pour l'année 2012 et 60 jours pour l'année 2013. Le pourcentage moyen de l'égouttement par rapport à la quantité des précipitations a été estimé à 57,4 %. De plus, on a noté que les volumes des précipitations recueillies changent en fonction des années et des mois (figures 3 à 5). À l'échelle de l'année, l'analyse statistique des E_g a révélé une différence significative (tableau 1). Ainsi, l'année 2011 a enregistré la valeur la plus importante de l'égouttement ($\bar{x} = 0,89$ mm/jour). À l'inverse, l'année 2012 s'est caractérisée par l'égouttement le plus faible ($\bar{x} = 0,33$ mm/jour), où l'on a observé une absence totale de l'égouttement durant les mois de mai, juin et juillet.

À l'échelle mensuelle, l'ANOVA n'a confirmé aucune différence significative (tableau 1) durant les trois ans pris séparément. D'une

Tableau 1 – ANOVA pour les variations interannuelles et intra-annuelles des paramètres étudiés.

Table 1 – ANOVA for the between years and within year variations of studied parameters.

	P	E_g	E_c	I
Variations interannuelles	0,011*	0,035*	0,250	0,000*
Variations intra-annuelles 2011	0,142	0,230	0,736	0,512
Variations intra-annuelles 2012	0,033*	0,157	0,681	0,032*
Variations intra-annuelles 2013	0,529	0,467	0,833	0,002*

* Différence significative si $P < 0,05$

Tableau 2 – Répartitions en classe de quantité des précipitations enregistrées durant la période d'étude.

Table 2 – Distribution of recorded rainfall in quantity classes during the period of study.

Précipitations journalières	2011			2012			2013		
	Fréquence (Jours)	Précipitations cumulées mm	%	Fréquence (Jours)	Précipitations cumulées mm	%	Fréquence (Jours)	Précipitations cumulées mm	%
] 0-2 mm]	72	80,2	15,18	46	56,8	23,01	38	47	14,05
] 2-4 mm]	39	116,4	22,03	35	105,4	42,69	38	114,3	34,17
] 4-6 mm]	11	54,3	10,28	2	10	4,05	8	36,6	10,94
] 6-8 mm]	0	0	0,00	2	14	5,67	4	28,7	8,58
] 8-10 mm]	3	27,9	5,28	2	19,5	7,90	2	18,8	5,62
] 10-80 mm]	10	249,6	47,24	3	41,2	16,69	4	89,1	26,64
Totale	135	528,4	100	90	246,9	100	94	334,5	100

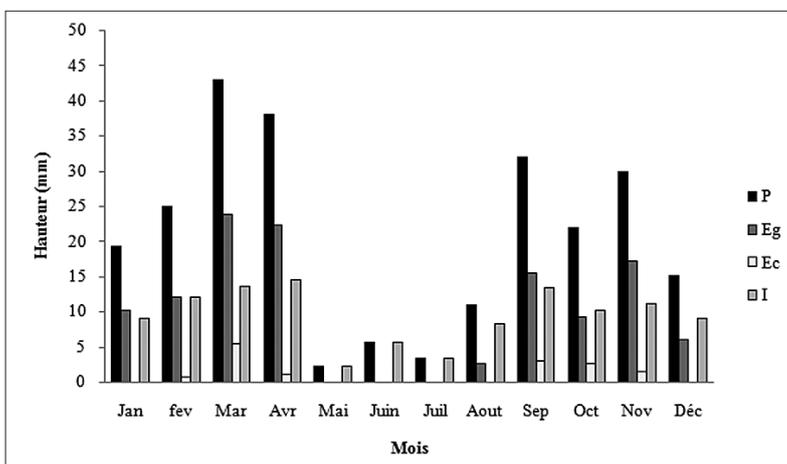
* Différence significative si $P < 0,05$.

Figure 4 – Précipitations (P), égouttement (Eg), écoulement (Ec) et interception (I) (mm) dans la chênaie de Hamla (Algérie) durant l'année 2012.

Figure 4 – Precipitation (P), throughfall (Eg), stemflow (Ec) and interception (I) (mm) in the oak grove of Hamla (Algeria) in 2012.

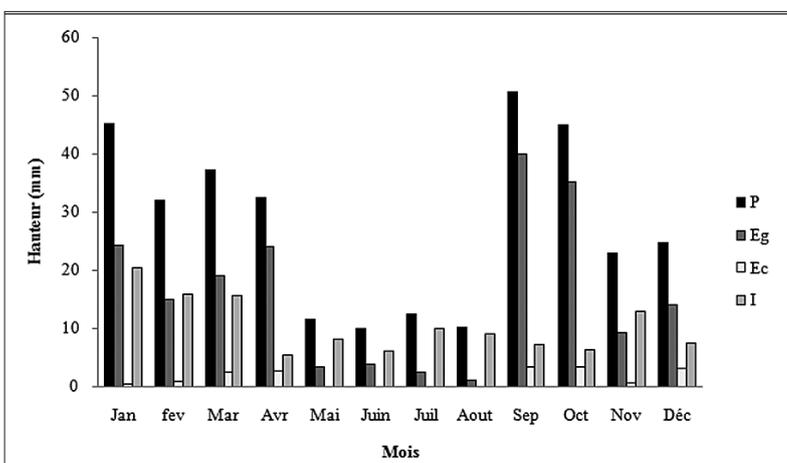


Figure 5 – Précipitations (P), égouttement (Eg), écoulement (Ec) et interception (I) (mm) dans la chênaie de Hamla (Algérie) durant l'année 2013.

Figure 5 – Precipitation (P), throughfall (Eg), stemflow (Ec) and interception (I) (mm) in the oak grove of Hamla (Algeria) in 2013.

façon générale, les mois de juillet et août ont montré l'égouttement le plus faible. Par contre, le mois d'avril a enregistré un égouttement souvent élevé (figures 3 à 5).

Écoulement (E)

Le nombre de jours de précipitation qui ont provoqué des écoulements est très faible. Il est compris entre 7 et 13 jours/an. Globalement, l'écoulement représente un taux moyen de 6,73 % des précipitations pour la station étudiée. Par ailleurs, on observe une fluctuation des volumes des pluies écoulés selon les années et les mois (figures 3 à 5). L'année 2011 a connu le volume le plus élevé de l'écoulement ($\bar{x} = 0,12$ mm/jour), quoique l'ANOVA n'a pas montré de différence significative (tableau 1). En revanche, l'année 2012 s'est distinguée par l'écoulement le plus faible ($\bar{x} = 0,04$ mm/jour), avec une absence totale de l'écoulement durant six mois (janvier, mai, juin, juillet, août et décembre).

En comparant les mois, l'ANOVA n'a pas montré une différence significative (tableau 1). L'écoulement a été nul en juillet-août pour les trois années d'étude (figures 3 à 5).

Interception (I)

Il est noté une oscillation des volumes des pluies interceptés suivant les années et les mois (figures 3 à 5). Les volumes de l'interception sont considérables. Ils représentent environ 35,8 % des précipitations totales. L'année 2011 a enregistré le volume moyen d'interception le plus important avec 0,75 mm/jour.

Le tableau 1 fait ressortir que la fluctuation mensuelle des taux d'interception est très forte. D'une façon générale, les volumes les plus faibles ont été enregistrés durant les mois d'avril, septembre et octobre ; alors que les volumes les plus importants ont été signalés durant les mois de juillet et août.

Relations entre précipitations et eau d'égouttement

Un autre aspect, pour mieux comprendre l'interception des précipitations, est lié aux relations qui existent entre les précipitations et l'égouttement.

La figure 6 montre, pour les trois années étudiées, une relation linéaire positive entre la pluie égouttée (E_e) et les précipitations (P) (le R^2 varie entre 0,97 et 0,99).

L'égouttement est donc d'autant plus important que les précipitations sont importantes.

Relations entre précipitations et écoulement

La figure 7 présente des droites de régression linéaire qui sont ajustées aux nuages de points de la pluie écoulee E_e , en fonction des précipitations (P). La pluie écoulee en fonction des précipitations suit les équations présentées sur la même figure. En exploitant ces équations, on peut déduire que l'écoulement est mesurable à partir de 2,95 mm de précipitations.

L'écoulement est corrélé positivement avec les précipitations (R^2 varie entre 0,74 et 0,85). Les résultats suggèrent que les précipitations importantes induisent un fort taux d'écoulement.

Relations entre précipitations et interception

La figure 8 indique que des droites de régression linéaire peuvent être ajustées aux nuages de points de la pluie interceptée (I), en fonction des précipitations (P). La pluie interceptée en fonction des précipitations suit les équations exposées sur la même figure.

L'interception est corrélée négativement avec les précipitations (R^2 varie entre 0,06 et 0,16). Les précipitations faibles induisent un taux d'interception élevé.

Discussion

Précipitations (P)

La variabilité interannuelle de la pluviométrie est considérable dans la chênaie étudiée. Nos résultats sont en accord avec ceux de Smadhi (2011) qui a analysé les données climatiques du nord algérien sur une période de 71 ans. De plus, une autre enquête menée par Meddi & Toumi (2013), sur la variabilité interannuelle des pluies en Algérie sur 37 ans, a montré que la variation des précipitations annuelles au niveau des Aurès est importante (44 à 48 %).

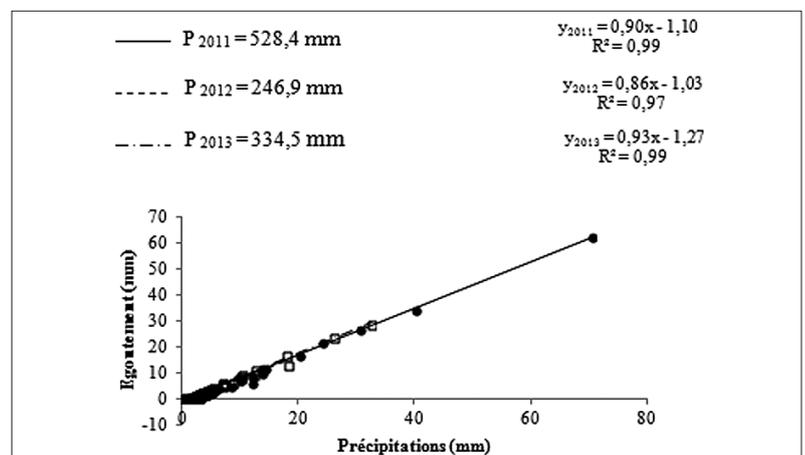


Figure 6 – Égouttement (mm) en fonction des précipitations (mm) pour les trois ans d'étude.

Figure 6 – Throughfall (mm) according to the precipitation (mm) during the three years of study.

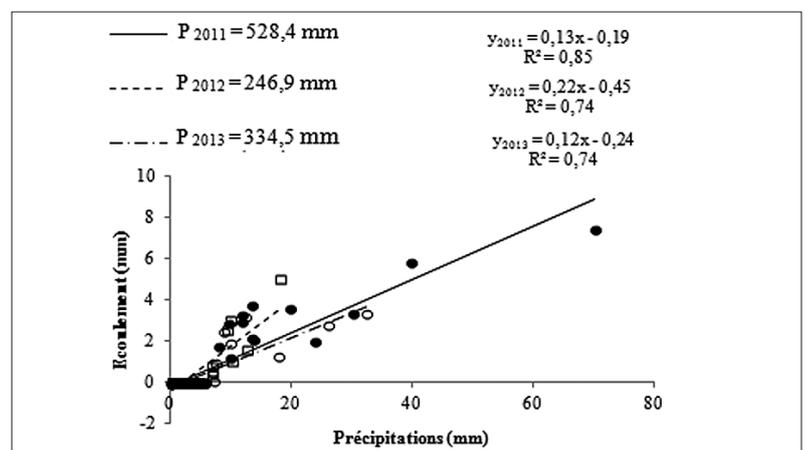


Figure 7 – Écoulement (mm) en fonction des précipitations (mm) pour les trois ans d'étude.

Figure 7 – Stemflows (mm) depending on precipitation (mm) during three years of study.

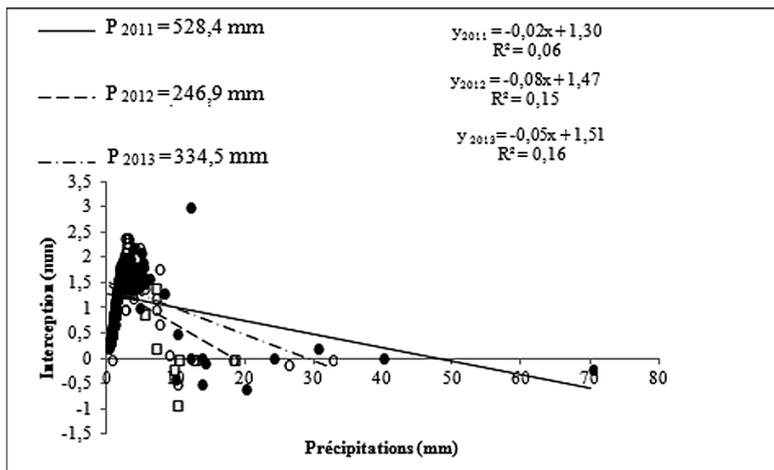


Figure 8 – Interception (mm) en fonction des précipitations (mm) pour les trois ans d'étude.

Figure 8 – Interception (mm) depending on precipitation (mm) during three years of study.

Égouttement (E_g)

Les taux d'égouttement que nous avons mesurés semblent faibles (57,4 % en moyenne) par rapport aux autres études qui concluent que l'égouttement varie selon les lieux et les espèces, mais qu'il se situe dans la plupart des cas entre 65 et 85 % (Aussenac & Boulangeat 1980 ; Dumas 2009 ; Aussenac 1970 ; Fathizadeh *et al.* 2013). Pour le chêne vert, Llorens & Domingo (2007) ont signalé que les valeurs relevées d'égouttement fluctuent entre 63,8 et 77,8 % dans différents pays européens de la Méditerranée. Néanmoins, cet égouttement important signalé par ces auteurs est accompagné de quantités de pluies annuelles comprises entre 478 et 1 275 mm. L'égouttement, faible dans notre cas, peut être attribué, en partie, aux précipitations majoritairement faibles (entre 246,9 et 528,4 mm/an). Outre la quantité totale de pluies faible, leur répartition dans le temps influe également sur l'égouttement.

Les résultats relatifs aux répartitions des précipitations journalières sur plusieurs intervalles ont indiqué que le nombre de jours avec des pluies faibles (< 4 mm) est très élevé. Cela se répercute sur le nombre de jours d'égouttement et d'écoulement, et par conséquent sur les quantités d'eaux qui arrivent au sol forestier. Attarod *et al.* (2015) ont démontré que le changement du régime pluviométrique en climat semi-aride touche beaucoup plus la fréquence des précipitations journalières comprises entre 0,1 et 5 mm, où la fréquence de (P) inférieure à 5 mm est devenue très importante. Sous un climat

semi-aride, Sadeghi *et al.* (2016) signalent des taux d'égouttement faibles pour une essence de feuillus lorsque les précipitations journalières sont comprises entre 0,4 et 2,5 mm, et des taux d'égouttement importants lorsque les précipitations journalières sont supérieures à 10 mm. De même, Dumas (2009) a mentionné que durant les faibles averses, pas ou peu d'eau traverse la canopée, alors que pour les épisodes pluvieux longs, la quantité d'eau qui traverse la canopée peut complètement saturer les différents niveaux de stockage possibles.

Par ailleurs, d'autres facteurs, comme les particules en suspension dans l'atmosphère dues à l'érosion fréquente du sol (Chermat *et al.* 2013), peuvent entraver l'égouttement en s'accumulant sous forme de poussières sur les feuilles et les branches des arbres, sous l'effet de l'insolation prolongée et des vents.

À l'échelle mensuelle, les valeurs d'égouttement faibles enregistrées durant la période estivale peuvent être expliquées par les fortes températures et les vents chauds et secs venants du sud (sirocco) (Emberger 1938 ; Chermat *et al.* 2013), qui provoquent une forte évaporation, notamment pour les pluies inférieures à 4 mm.

D'un autre côté, Limousin *et al.* (2008) ont trouvé un taux d'égouttement de 55,6 % dans une chênaie caractérisée par un indice foliaire de 3,1. Ce taux est proche de celui de notre étude (57,4 %), malgré un indice foliaire estimé de 1,4. Donc il est vraisemblable que le facteur principal qui a influé sur l'égouttement était le régime pluviométrique.

Écoulement (E_e)

Les taux d'écoulements mesurés (6,7 % en moyenne) sont en accord avec d'autres études menées sur *Quercus* spp. (Petit & Kalombo 1984 ; Limousin *et al.* 2008 ; Fathizadeh *et al.* 2013) qui ont montré que le pourcentage de l'eau qui circule le long des troncs peut atteindre 10 % des précipitations. Ainsi, Bellot (1989) et Comin *et al.* (1987) ont estimé ce taux d'écoulement à une valeur supérieure à 13 % dans des sites qui cumulent des précipitations entre 570 et 862 mm/an. Par contre, d'autres auteurs (Carlyle-Moses *et al.* 2004 ; Holwerda *et al.* 2006) ont mentionné que le taux d'écoulement est négligeable (< 5 %).

Le taux et le volume d'écoulement sont liés directement à l'importance des précipitations journalières. Notre étude a révélé que le nombre de jours caractérisés par des

précipitations supérieures à 4 mm ne représente qu'un pourcentage faible par rapport au nombre total de jours de précipitations (< 20 %). De même, Sadeghi *et al.* (2016) ont trouvé un taux d'écoulement nul sous le couvert de *Fraxinus rotundifolia* et de *Cupressus arizonica* pour la classe de pluies comprises entre 0 et 2,5 mm.

La trajectoire des gouttelettes d'eau est modifiée par le vent, ce qui a pour effet d'augmenter ou de diminuer l'eau écoulée selon la biomasse, la morphologie et la ramification du feuillage des différents arbres qui constituent la chênaie. La phénologie de l'arbre influe sur la surface de la canopée et donc sur la capacité de stockage de l'eau et l'interception (Pypker *et al.* 2005). Ainsi, l'écorce épaisse et rugueuse du chêne vert entrave le déclenchement de l'écoulement des pluies (Aussenac & Boulangeat 1980 ; Dumas 2009 ; Aussenac 1970). Un volume considérable des précipitations est retenu par l'écorce du chêne vert et certains chercheurs (Aussenac & Boulangeat 1980) pensent que son rôle doit être non négligeable pour la biologie de l'arbre.

La quantité d'eau écoulée qui arrive au contour très proche du chêne vert est bénéfique pour son enracinement. Les espèces à fort écoulement ont des racines denses et ramifiées (Aussenac & Boulangeat 1980).

Dans la présente étude, la variation intermensuelle de l'écoulement a été très forte. Les taux d'écoulement sont liés étroitement avec les quantités de pluies. Les mois de juillet et août, qui ont enregistré les précipitations les plus faibles, se sont caractérisés par un taux d'écoulement nul.

Interception (I)

Les taux d'interception de la présente étude (35,8 % en moyenne) sont relativement élevés par rapport aux autres études conduites sur le chêne vert (< 31 %) (Dolman 1987 ; Bellot 1989 ; Humbert & Najjar 1992 ; Rodrigo & Avila 2001 ; Carlyle-Moses *et al.* 2004 ; Limousin *et al.* 2008 ; Pereira *et al.* 2009). Cependant, en considérant les volumes d'interception, Limousin *et al.* (2008) ont trouvé un volume de 497 mm correspondant à un taux de 30,9 %, contrairement à notre situation où on a calculé un volume total d'interception de 397 mm, ce qui représente un taux de 35,8 %.

Le régime pluviométrique journalier semble être le facteur principal responsable de

l'interception élevée dans la chênaie de Hamla. Dans la présente étude, les jours où les précipitations sont inférieures à 4 mm représentent la classe la plus fréquente par rapport au total des jours de précipitations. Ces faibles pluies s'évaporent souvent avant le déclenchement de l'égouttement et de l'écoulement et augmentent ainsi le volume et le taux d'interception.

De nombreux auteurs ont confirmé que les faibles quantités de pluies journalières contribuent à l'augmentation des taux d'interception quelle que soit la formation arborée considérée (Aussenac 1980 ; Nizinski & Saugier 1989 ; Gash *et al.* 1995 ; Attarod *et al.* 2015 ; Sadeghi *et al.* 2016 ; Van Stan *et al.* 2016).

D'un autre côté, d'autres facteurs peuvent influencer sur le volume et le taux d'interception tels que l'âge de l'arbre (Dumas 2009) qui va influencer sur l'indice de surface foliaire (Teixeira Filho 1995 ; Gomez *et al.* 2001 ; Deguchi *et al.* 2006) et la capacité de stockage de la canopée, la radiation solaire (Linhoss *et al.* 2016) et la densité du peuplement (Rapp & Romane 1968 ; Bellot *et al.* 1999 ; Bryant *et al.* 2005).

Nos résultats montrent que la variabilité de l'interception est forte entre les mois. De même, Humbert & Najjar (1992) et Nizinski & Saugier (1989) ont affirmé l'existence de différences mensuelles et saisonnières notables pour le chêne.

Cette variabilité intra-annuelle est largement tributaire de l'importance des précipitations journalières incidentes et de la température. D'une façon générale, l'interception était plus importante en été qu'en hiver.

Conclusion

Cette étude est la première dans la région des Aurès en Algérie. Elle a abouti à une meilleure connaissance de l'interception des pluies par un couvert de chêne vert.

Durant la période allant de 2011 à 2013, le dispositif installé sur un sol nu a mis en évidence que les précipitations journalières sur les Aurès sont majoritairement inférieures à 4 mm. La quantité des précipitations annuelles enregistrées a été comprise entre 246,9 et 528,4 mm réparties sur 90 à 135 jours. Par ailleurs, le dispositif installé sous le feuillage a permis d'évaluer la proportion des pluies qui atteint le sol par égouttement. Elle varie

d'une année à l'autre et d'un mois à l'autre. Elle se situe en moyenne à 57,4 % des précipitations (soit un volume de 637 mm durant les trois ans d'étude), partagée sur un maximum de 75 jours/an. Quant à la fraction des précipitations qui atteint le sol par écoulement, elle a été appréciée par un dispositif scellé sur les troncs des arbres. Elle ne représente en moyenne que 6,7 % des précipitations (ce qui représente un volume total de 74,35 mm durant les trois ans d'étude) distribuée sur une période ne dépassant pas 13 jours/an. Cette quantité d'eau très faible, qui arrive au sol proche des troncs d'arbres, peut justifier la faible productivité du chêne vert dans les Aurès.

Les quantités d'interception sont considérables. Elles ont représenté en moyenne 35,8 % des précipitations (ce qui correspond à un volume de 397 mm durant les trois ans d'étude). Cette interception élevée signifie que le sol forestier bénéficie de faibles quantités d'eau, ce qui a des conséquences sur les micro-organismes, la faune et la flore. À titre d'exemple, la faible humidité dans le sol peut affecter le taux de germination des graines et des glands des essences forestières dans la région et affaiblir leur régénération naturelle. Par conséquent, il serait intéressant de chercher des espèces ou bien des génotypes plus tolérants aux faibles précipitations journalières pour faire face à cette situation.

La variation de l'égouttement, de l'écoulement et de l'interception est importante dans le temps. Elle est largement tributaire de l'importance des précipitations journalières.

L'étude de la relation entre les différents paramètres mesurés a révélé de fortes corrélations positives entre les précipitations et les volumes d'égouttement et d'écoulement ; tandis que l'interception est corrélée négativement avec les précipitations. Les mois qui ont connu des faibles précipitations (juillet et août en général) ont été caractérisés par un écoulement et un égouttement les plus faibles et une interception la plus élevée.

Les modèles, décrits sous forme d'équations, peuvent servir pour prédire la quantité des eaux qui vont arriver au sol forestier soit par égouttement soit par écoulement dans les chênaies des Aurès, puis pour appréhender l'interception. En outre, ces modèles peuvent contribuer à la compréhension du cycle de l'eau dans cette région.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier vivement le personnel de l'Agroparistech (centre de Nancy – France) et les cadres de la conservation des forêts de la Wilaya de Batna. Nos gratitude vont particulièrement à messieurs Gasparrotto D., Briki S. et à madame Behloul W.

Références

- Abdessemed K., 1981. *Le Cèdre de l'atlas (Cedrus atlantica Manetti) dans les massifs de l'Aurès et du Belezma : Étude phytosociologique et problèmes de conservation et d'aménagement*. Thèse de doctorat de l'université Aix Marseille, 199 p.
- Abdessemed K., 1984. Les problèmes de la dégradation des formations végétales dans l'Aurès (Algérie). Première partie : la dégradation, ses origines et ses conséquences. *Forêt méditerranéenne* 4(1) : 19-26.
- Aussenac G., 1968. Interception des précipitations par le couvert forestier. *Ann. Sc. Forest.* 25(3) : 135-156.
- Aussenac G., 1970. Action du couvert forestier sur la distribution au sol des précipitations. *Ann. Sc. Forest.* 27(4) : 383-399.
- Aussenac G. & Boulangeat C., 1980. Interception des précipitations et évapotranspiration réelle dans des peuplements de feuillu (*Fagus sylvatica* L.) et de résineux (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb) Franco). *Ann. Sc. Forest.* 37(2) : 91-107.
- Attarod P., Sadeghi S.M.M., Pypker T.G., Bagheri H., Bagheri M. & Bayramzadeh V., 2015. Needle-leaved trees impacts on rainfall interception and canopy storage capacity in an arid environment. *New Forests* 46: 339-355.
- Beghami Y., Kalla M., Vela E., Thinon M. & Benmessaoud H., 2013. Le genévrier thurifère (*Juniperus thurifera* L.) dans les Aurès, Algérie : considérations générales, cartographie, écologie et groupements végétaux. *ecologia mediterranea* 39(1) : 17-29.
- Bellot J., 1989. *Análisis de los flujos de deposición global, translocación, escorrentía cortical y deposición seca en el encinar mediterráneo de L'Avic (Sierra de Prades, Tarragona)*. Thèse de doctorat de l'université d'Alicante, 284 p.
- Bellot J., Avila A. & Rodrigo A., 1999. Throughfall and Stemflow. In: Roda F., Retana J. & Gracia C.A. (eds.), *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 209-222.
- Benslimane M., Hamimed A., El Zerey W., Khaldi A. & Mederbal K., 2008. Analyse et suivi du phénomène de la désertification en Algérie du Nord. *Vertigo, la revue électronique en sciences de l'environnement* 8(3) : [en ligne, <https://vertigo.revues.org/6782>].
- Bonin G., 2008. 30 ans de recherche forestière en région méditerranéenne. *Forêt méditerranéenne* 29(4) : 431-444.
- Bryant M.L., Bhat S. & Jacobs J.M., 2005. Measurements and modeling of throughfall variability for five forest communities in the southeastern US. *J. Hydrol.* 312(1-4): 95-108.

- Carlyle-Moses D.E. & Price A.G., 1999. An evaluation of the Gash interception model in a northern hardwood stand. *J. Hydrol.* 214: 103-110.
- Carlyle-Moses D.E., Laureano, J.S.F. & Price, A.G., 2004. Throughfall and throughfall spatial variability in Madrean oak forest communities of northeastern Mexico. *J. Hydrol.* 297(1-4): 124-135.
- Chermat S., Djellouli Y. & Gharzouli R., 2013. Dynamique régressive de la végétation des hautes plaines sétifiennes : érosion de la diversité floristique du djebel Youssef (Algérie). *Terre Vie-Rev. Ecol.* 68(1) : 85-100.
- Chermat S., Gharzouli R. & Djellouli Y., 2016. Phytodynamique des groupements steppiques de djebel Zdim en Algérie nord-orientale. *ecologia mediterranea* 42(1) : 51-63.
- Comin M.P. & Escarre A., Gracia C.A., Liedo M.J., Rabella R., Savé R. & Terradas J., 1987. Water use by *Quercus ilex* in forests near Barcelona, Spain. In: Tenhunen J.D., Catarino F.M., Lange O.L. & Oechel W.C (eds.), *Plant response to stress-functional analysis in Mediterranean ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 259-266.
- Dahmani-Megrerouche M., 2002. Typologie et dynamique des chênaies vertes en Algérie. *Forêt méditerranéenne* 23(2) : 117-132.
- Deguchi A., Hattori S. & Park H.T., 2006. The influence of seasonal changes in canopy structure on interception loss: application of the revised Gash model. *J. Hydrol.* 318: 80-102.
- Dolman A.J., 1987. Summer and winter rainfall interception in an oak forest: predictions with an analytical and a numerical model. *J. Hydrol.* 90:1-9.
- Dumas D., 2009. Estimation de l'influence de la couverture forestière sur les pluies en montagne : exemple du massif de la Chartreuse. *Revue forestière française* 60(6) : 711-726.
- El Achi M., 2010. *Évaluation des ressources forestières mondiales. Rapport national Algérie*. FAO, Rome, 57 p.
- Emberger L., 1938. *Les Arbres au Maroc et comment les connaître*. Volume I. Larousse, Paris, 314 p.
- Fathizadeh O., Attarod P., Pypker T.G., Darvishsefat A.A. & Zahedi Amiri G., 2013. Seasonal variability of rainfall interception and canopy storage capacity measured under individual oak (*Quercus brantii*) trees in western Iran. *J. Agr. Sci. Tech.* 15: 175-188.
- Gash J.H.C., 1979. An analytical model of rainfall interception by forests. *Quart. J. R. Met. Soc.* 105(443): 43-55.
- Gash J.H.C., Lloyd C.R. & Lachoud G., 1995. Estimating sparse forest rainfall interception with an analytical model. *J. Hydrol.* 170: 79-86.
- GIEC, 2014. *Changements climatiques 2014*. Rapport de synthèse du GIEC, Suisse, 161 p.
- Gómez J.A., Giraldez J.V & Fereres E., 2001. Rainfall interception by olive trees in relation to leaf area. *Agr. Water Manage.* 49(1): 65-76.
- Holwerda F., Sctena F.N. & Brunjnzeel L.L., 2006. Throughfall in a Puerto Rican lower montane rain forest: a comparison of sampling strategies. *J. Hydrol.* 327: 592-602.
- Humbert J. & Najjar G., 1992. *Influence de la forêt sur le cycle de l'eau en domaine tempéré. Une analyse de la littérature francophone*. Thèse de l'université de Strasbourg, 88 p.
- Jackson N.A., 2000. Measured and modeled rainfall interception loss from an agroforestry system in Kenya. *Agr. Forest Meteorol.* 100(4): 323-336.
- Khater N., 2010. *Contribution à l'étude de la production d'un taillis de chêne vert dans une séquence dégradée : cas de Tallis de Marconna (Batna)*. Mémoire de magistère de l'université de Batna, 72 p.
- Lempereur M., Limousin J.-M., Guibal F., Ourcival J.-M., Rambal S., Ruffault J. & Mouillot F., 2017. Recent climate hiatus revealed dual control by temperature and drought on the stem growth of Mediterranean *Quercus ilex*. *Global Change Biol.* 23: 42-55.
- Limousin J.-M., Rambal S., Ourcival J.-M. & Richard J., 2008. Modelling rainfall interception in a Mediterranean *Quercus ilex* ecosystem: lesson from a throughfall exclusion experiment. *J. Hydrol.* 357: 57-66.
- Linhoss A.C. & Siegert C.M., 2016. A comparison of five forest interception models using global sensitivity and uncertainty analysis. *J. Hydrol.* 538: 109-116.
- Livesley S. J., Baudinette B. & Glover D., 2014. Rainfall interception and stem flow by eucalypt street trees: the impacts of canopy density and bark type. *Urban forestry & urban greening* 13(1): 192-197.
- Llorens P., 1997. Rainfall interception by a *Pinus sylvestris* forest patch overgrown in a Mediterranean mountainous abandoned area: 2. Assessment of the applicability of Gash's analytical model. *J. Hydrol.* 199: 346-359.
- Llorens P. & Domingo F., 2007. Rainfall partitioning by vegetation under Mediterranean conditions. A review of studies in Europe. *J. Hydrol.* 335: 37-54.
- Meddi M. & Toumi S., 2013. Study of the interannual rainfall variability in northern Algeria. *Revue scientifique et technique* 23 : 40-59.
- Muzylo A., Llorens P., Valent F., Keizer J.J., Domingo F. & Gash J.H.C., 2009. A review of rainfall interception modeling. *J. Hydrol.* 370: 191-206.
- Navar J., Charles F. & Jurado E., 1999. Spatial variations of interception loss components by *Tamaulipan thornscrub* in northeastern Mexico. *Forest Ecol. Manag.* 124(2-3): 231-239.
- Nizinski J. & Saugier B., 1989. Dynamique de l'eau dans une chênaie (*Quercus petraea*) en forêt de Fontainebleau. *Ann. Sc. Forest.* 46(2) : 173-186.
- Pereira F.L., Gash J.H.C., David J.S., David T.S., Monteiro P.R. & Valente F., 2009. Modelling interception loss from evergreen oak Mediterranean savannas: application of a tree-based Modeling approach. *Agr. Forest Meteorol.* 149: 680-688.
- Petit F. & Kalombo K., 1984. Interception des pluies par différents couverts forestiers. *Bulletin de la Société géographique de Liège* 20 : 99-127.
- Pypker T.G., Bond B. J., Link T.E., Marks D. & Unsworth M. H., 2005. The importance of canopy structure in controlling the interception loss of rainfall: examples from a young and an old-growth Douglas-fir forest. *Agr. Forest Meteorol.* 130: 113-129.
- Quézel P., 1976. Forêts et maquis méditerranéens : écologie, conservation et aménagement. UNESCO.
- Quézel P., 2000. Réflexion sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen. Ibis Press, Paris, 117 p.
- Rapp M. & Romane F., 1968. Contribution à l'étude du bilan de l'eau dans les écosystèmes méditerranéens : égouttement des précipitations sous des peuplements de *Quercus ilex* L. et de *Pinus halepensis* Mill. *Oecol. Plant.* 3 : 271-284.

- Rodrigo A. & Avila A., 2001. Influence of sampling size in the estimation of mean throughfall in two Mediterranean holm oak forests. *J. Hydrol.* 243(3-4): 216-227.
- Sadeghi S.M.M., Attarod P., & Pypker T.G., 2015a. Differences in rainfall interception during the growing and non-growing seasons in a *Fraxinus rotundifolia* Mill. plantation located in a semiarid climate. *J. Agr. Sci. Tech.* 17: 145-156.
- Sadeghi S.M.M., Attarod P., Van Stan J.T., Pypker T.G. & Dunkerley D., 2015 b. Efficiency of the reformulated Gash's interception model in semiarid afforestations. *Agr. Forest Meteorol.* 20: 76-85.
- Sadeghi S.M.M., Attarod P., Van Stan J.T., Pypker T.G., 2016. The importance of considering rainfall partitioning in afforestation initiatives in semiarid climates: a comparison of common planted tree species in Tehran, Iran. *Sci. Total Environ.* 568: 845-855.
- Schellekens J., Scatena F.N., Bruijnzeel L. A. & Wickel A.J., 1999. Modelling rainfall interception by a lowland tropical rain forest in northeastern Puerto Rico. *J. Hydrol.* 225(3-4): 168-184.
- Smadhi D., 2011. *Régionalisation et modélisation agro-climatique en céréaliculture pluviale. Cas du nord de l'Algérie*. Thèse de doctorat de l'École nationale supérieure d'agronomie d'Algérie, 180 p.
- Sraj M., Brilly M. & Mikos M., 2008. Rainfall interception by two deciduous Mediterranean forests contrasting stature in Slovenia. *Agr. Forest Meteorol.* 148: 121-134.
- Teibi M., 1992. *Contribution à l'étude de l'estimation de biomasse aérienne d'un taillis de chêne vert et de deux genévriers : genévrier oxycèdre, et genévrier de Phénicie*. Mémoire d'ingénieur de l'Institut national des études supérieures agronomiques de Batna, 92 p.
- Teixeira Filho J., 1995. *Analyse et modélisation du fonctionnement hydrique d'un écosystème forestier méditerranéen : spatialisation à l'échelle du bassin versant*. Thèse de l'université de Montpellier II, 312 p.
- Van Stan J.T., Gutmann E.D., Lewis E.S. & Gay T.E., 2016. Modeling rainfall interception loss for an epiphyte-laden *Quercus virginiana* forest using reformulated static- and variable-storage Gash analytical models. *J. Hydrometeorol.* 17: 1985-1997.
- Vialard-Goudou A. & Richard C., 1956. Étude pluviométrique, physico-chimique et économique des eaux de pluie à Saigon (1950-1954). *Agronomie Tropicale* 11(1) : 78-92.

CyROS: towards a common methodological framework for roadkills recording in Cyprus

Savvas ZOTOS, Ioannis N. VOGIATZAKIS*

School of Pure and Applied Sciences, Open University of Cyprus,
PO Box 12794, 2252, Nicosia

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

Received: 7 March, 2018; First decision: 3 June, 2018; Revised: 5 June 2018; Accepted: 6 June, 2018

Abstract

Citizens' science is on the increase in conservation biology and so are observation systems which attempt to provide data on the impact of roads on wildlife particularly as a result of vehicle collisions (roadkills). The island of Cyprus, a global biodiversity hotspot, has seen a fast increase in road length and extent in the last 20 years. However this has not been followed by studies looking at the impacts of roads on biodiversity. The paper presents the Cyprus Roadkill Observation System (CyROS) which aims at providing an evidence base for understanding the contribution of ecological parameters and wildlife behaviour, as well as the effects of the road network, on roadkills in Cyprus. The project has so far engaged four government departments and 95 volunteer-scientists under a common goal. Preliminary results demonstrate that snakes are the most affected by roads, followed by hedgehogs while the number of observations is related to the frequency of road use and road type. Future steps including increasing recording effort and visibility of the system, assessing roadkills in protected areas and developing strategies and plans for mitigation measures, are discussed.

Keywords: citizen science; collisions; islands; road observation systems; road ecology.

Introduction

Roads are considered to be an integral part of any plan for the economic development of an area, but may cause irreversible changes to habitats and species (Ahlström *et al.* 2011; Southworth *et al.* 2011). Road ecology (Forman *et al.* 2003), provides insights on the interaction of road network and the natural environment (Garriga *et al.* 2012; van der Ree *et al.* 2015). A plethora of mitigation/adaptation measures are proposed in order to reduce conflict between road infrastructure and wildlife (Collinson and Patterson-Abrolat 2016; Glista *et al.* 2009; Zimmermann Teixeira *et al.* 2017) while a tool increasingly used in the last few years is Roadkill Observation Systems (ROS). ROS are set up on account of the importance of a systematic recording of roadkills to assess road-induced impacts on biodiversity (www.inaturalist.org/projects/global-roadkill-observations). These schemes rely mainly on citizen science i.e. on the involvement of volunteers, which can take many forms, to contribute data to the project (Roy *et al.* 2012).

On the island of Cyprus road network has dramatically increased in the past 20 years (Zomeni and Vogiatzakis 2014), and roadkills, involving both domestic and wild animals, are becoming a frequent phenomenon particularly intense during spring months. In an effort to mitigate this phenomenon and to inform the public and competent authorities about the impact of landscape fragmentation as a result of road infrastructure, the Cyprus Roadkill Observation System (CyROS) was set up in May 2017 (www.cyroadkills.org). Through the data collected, the aim of CyROS is to contribute to a better management of the road network, to assist policy formulation and to promote mitigation measures able to reduce the deaths of wild animals on the road network of Cyprus. Some of the key questions to be answered are whether there are certain species which are particularly prone to become roadkills, and if we can identify seasonal or geographic patterns of roadkills.

Background to Cyprus environment

The third largest island in the Mediterranean, Cyprus is characterised by three principal geomorphological zones, the Troodos Mountain, the Pentadaktylos Range and the Mesaoria plain. Cyprus landscapes are the product of a long and varied history superimposed into a physical background of diverse natural features. A biodiversity hotspot (Médail & Diadema 2009), the island hosts *circa* 2,000 native plants (140 endemics) (Tsintides *et al.* 2002), 30 mammals, 23 reptiles and 3 amphibians (Sparrow and John 2016). Endemic fauna includes *Mus cypriacus* and *Acomys nesiotis*, *Hierophis cypriensis*, *Phoenicolacerta troodica* and *Pelophylax cypriensis*. The island is on a migratory route across the Mediterranean and therefore important for avifauna at the European and global level. There are 397 bird taxa recorded until now among which two endemic species (*Sylvia melanothorax*, *Oenanthe cypriaca*) and 4 endemic subspecies. Among the breeding species, there are 53 permanent residents (Charalambidou *et al.* 2016). The extent of roads on the island including all existing road categories as well as forest roads, but not forest tracks, cover a total length of 13,267km. The average road density in Cyprus is 2.3km/km² but road density within Natura 2000 sites often exceeds that (Zomeni and Vogiatzakis 2014).

Methodological framework CyROS

CyROS is based on the voluntary participation of citizens and aims at recording the dead wildlife (roadkills) on the road network of Cyprus. Volunteers may easily and quickly upload records both through the website (www.cyroadkills.org) and a mobile app. Information collection is based on a standard recording protocol. Data from these observations include the species identified, its geo-location, date and time of recording, roadkill photos and road related information. A free Android application has also been created to allow on the spot uploading of records on the system, via Smartphone and tablets while the project operates a facebook account and provides a mini-training package (text and illustrative photo guide) for wildlife species identification by the layman.

CyROS currently holds records from 95 volunteer-scientists, but also amateur naturalists and citizens openly accessible through the project's website. The only exception to access is the position of roadkills for animals included in the Annex II of the EU Habitats Directive 92/43/EEC *i.e.* the Cyprus mouflon (*Ovis gmelini ophion*), the Cyprus whip snake (*Hierophis cypriensis*) and the Cyprus grass snake (*Natrix natrix cypriaca*). Prior to permanent storage, all records are reviewed by the core team for taxonomic and geographic accuracy.

In addition CyROS has been recently given access to a related roadkill dataset from the Department of Public Works (DoPW) covering the years 2014-2017. All data are stored in a GIS which will allow, once a sufficient sample is collected, to identify stretches of roads where roadkills occur more frequently (high density) and roadkill hotspots (locations with high density). In addition we have devised a multi-stakeholder strategy approaching a diverse target audience group consisted of Government Departments, NGOs, and the public.

For the records used herein, covering all incidents reported to date (November 2017), we employed chi square to test whether each road type is as likely to host roadkills as any of the other types, whether the frequency of road use is as likely to result to the same frequency of roadkill sightings.

Results

Although the data reported herein were by no means collected in a systematic manner, we provide with a brief preliminary account of what has been recorded so far. The most common roadkills seem to be snakes, followed by hedgehogs while the least common are birds and only one amphibian (table 1). Although still half of the records were observations made by the core group involved in CyROS, records from active volunteers are on the increase. The overwhelming majority of observations, 300 out of 326, have a high

degree of confidence attached by the observers and were validated as being correct by the project’s core group. The main properties of the observation recorded so far are given in table 1. In terms of road type the majority of observations (140) are recorded in rural roads with asphalt followed by non-urban motorways with two lanes (72) and urban with two lanes (50) (figure 1). Chi square tests results demonstrated that both the type of roads ($\chi^2 = 128.492$, $p < 0.005$) and frequency of road use ($\chi^2 = 244.561$, $p < 0.005$) influence roadkill sightings. Although there is a clear increase of roadkill sightings during

Table 1 – Summary of existing roadkill records on CyROS database

Species group		Incidents per road type*		Frequency of road use		Confidence in identification	
Amphibians	1	Highway 4 lanes	44	Daily	37	Absolutely certain	304
Snakes	120	Non urban motorway	72	Few times per week	47	Almost sure	17
Lizards	25	Urban 4 lanes	0	Few times per month, rarely	242	Not sure	5
Mammals [hedgehogs]	163 [101]	Urban 2 lanes	50				
[foxes]	[44]						
Birds	17	Rural with asphalt	140				
		Dirt Road	20				

*Road types follow the classification by Department of Public Works, Cyprus

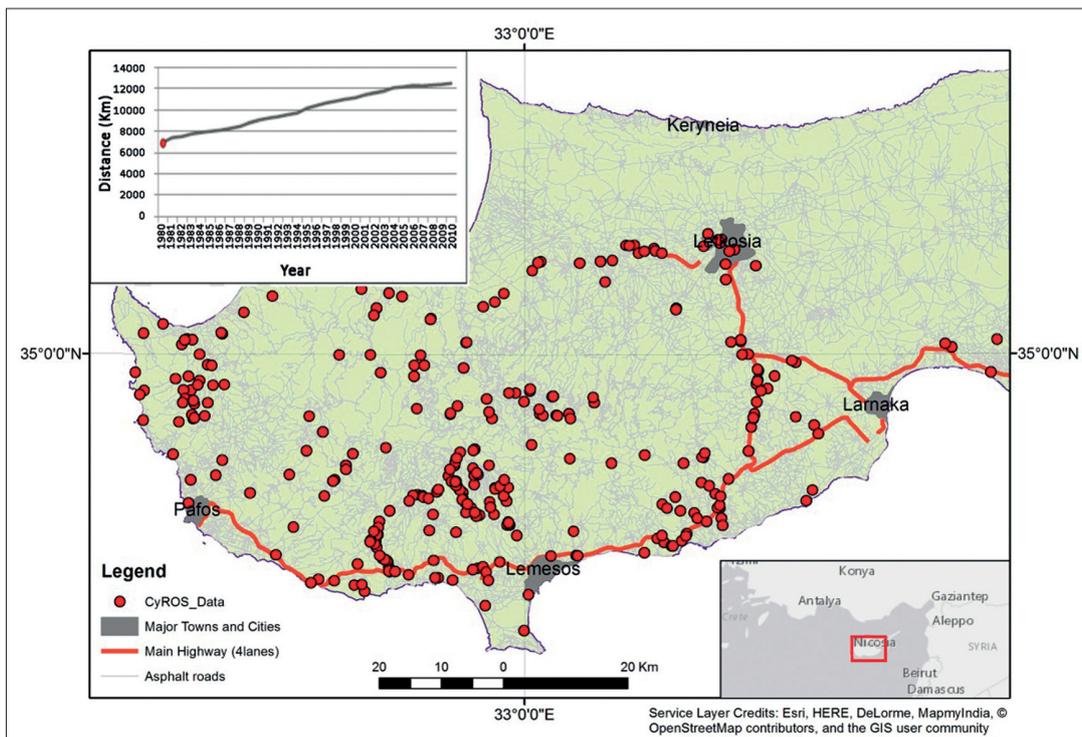


Figure 1 – Locations of recorded roadkills in CyROS so far. The upper inset shows the increase of cumulative road length on the island over the past decades (adapted from Zomeni & Vogiatzakis 2014).

the spring/summer months, this was not linked with specific animal category since both snakes and mammals, that comprise more than 85% of all observations, present identical trends.

Discussion

CyROS has so far generated interest in government departments, the public and the media alike. To the best of our knowledge this is the first such attempt in the Mediterranean and on an island setting. If current trends on road construction continues (Zomeni and Vogiatzakis 2014) then this might become the most significant threat to biodiversity on the island where, *a priori*, space is limited. Although χ^2 square test results demonstrated that both the type of roads and frequency of road use influence roadkill sightings, the vast majority of the records so far (75%) comes from roads which are not frequently used by the observers reporting in CyROS. This means that there is no recording bias towards frequently used roads by observers. Therefore, absence of data should not be equated with absence of roadkills. Rural roads with asphalt which run through the countryside are the ones where most of the roadkills are recorded. However, the impact of highways is not to be neglected since CyROS observations on highways are under-recorded due to safety issues posed when stopping along the highway to record an incident. Therefore various volunteers and team members have witnessed roadkills which could not report while driving unless it is a larger animal (*e.g.* foxes). Most of the observations were recorded with high degree of confidence, mainly due to the fact that 140 roadkills belonged to foxes (*Vulpes vulpes*) and hedgehogs (*Hemiechinus auritus dorotheae*), which are easily identified by non-experts.

In many countries, official roadkill data are provided by the police and relevant government departments, or hunters associations and NGOs, collected in a non-systematic manner and certainly not aiming at studying wildlife-vehicle conflict. CyROS, as most ROS (Shilling *et al.* 2015), is an attempt to rectify this issue. Records from volunteers remain controversial in conservation biology since they are concerns for their ability to support meaningful science (Dickinson *et al.* 2010; Schröter *et al.* 2017). However, volunteer-led

environmental monitoring has a long history, and is increasingly used to support large scale national or international projects (Blair and Hagemeyer 1997; Silvertown 2009; Kudrna *et al.* 2011). Therefore citizen-science projects are considered invaluable (Devictor *et al.* 2010) as long as a framework is in place to direct observers and avoid potential pitfalls related to data collection and use (Pocock *et al.* 2014; Shiling *et al.* 2015).

The susceptibility of a species to road impacts depend, among other factors, on behavioural properties and biological traits (Forman *et al.* 2003). Although roads heavily impact all terrestrial animals, herpetofauna has been reported to have the highest levels of road mortality (Heigl *et al.* 2017), since reptiles are usually unable to evade traffic and are not conspicuous to on-coming drivers (Andrews *et al.* 2015). A similar trend emerges for hedgehogs in the UK (Roos *et al.* 2012). Our findings to date seem to agree with the above results for reptiles and hedgehogs, although incidents should not at this stage be related to species numbers.

Most of the records so far come from the south part of Cyprus since the island is still divided as a result of an armed conflict in 1974. Therefore we are currently trying to establish collaboration and encourage island-wide observation recording with the help of NGOs. At the same time we are formalising agreements with secondary school authorities, part of raising public awareness on the effects of road network on biodiversity. Even drivers who witness too often or who may have been involved in a roadkill, are not aware of the extent of the problem and its importance.

Although there are no large mammals on the island (other than the mouflon and the fox) according to police data from 2012 to 2016 there have been 7 collision incidents with animals (1 fox and 6 domestic species) which have resulted in serious injuries although no claims has been filled with the Association of Insurance Companies on the island (personal communication with Cyprus Police). Competent authorities in Cyprus should intensify efforts on collecting data about roadkills, whether they are interested in drivers' safety or primarily interested in wildlife conservation. A review of the roadkill observation systems reveals that such systems have either initially established for recording collisions or recording roadkills (Bíl *et al.* 2017). Gradually

however they are doing both and this is also within CyROS original remit.

Transportation is one of the major pressures identified at the European level for Natura 2000 sites (Tsiafouli *et al.* 2013) but also globally by IUCN (www.iucnredlist.org). Given that many of the protected areas in Cyprus have a considerable high road density (Zomeni & Vogiatzakis 2014), identifying potential areas with high roadkill frequency becomes a priority for mitigation and management and for predicting traffic strike hotspots (Dwyer *et al.* 2016). In addition for many of the species there is the potential to use CyROS to improve data on their distribution, one such example is the elusive Cyprus whip snake (*Hierophis cypriensis*) for which additional data to the ones reported so far (Baier *et al.* 2014) have emerged.

There are many examples of mitigation measures to alleviate the effects of roads in wildlife worldwide (Iuell *et al.* 2003; Van der Grift & Pouwels 2006). This include direct measures e.g. over-span bridges, underpasses, tunnels but also indirect where functions or qualities that are impaired by development, are substituted in an attempt to mitigate for the adverse impacts on nature (Villaroya & Puig 2013). Experience in Cyprus is limited to some activities, namely road passages, under a recently completed LIFE+ project ICOSTASY (LIFE09 NAT/CY/000247). Data collected under CyROS can facilitate the sitting of practical measures and provide input to EIAs in order to assist with effective decision making related to new road construction or upgrading of existing ones. To the best of our knowledge this is not yet the case in Cyprus due to lack of expertise on the appropriate approach or lack of roadkill data.

Acknowledgements

We would like to thank the Department of Public Works, and the Game and Fauna Service for sharing their data. We would like to acknowledge the support of the Department of Environment, Department of Forests and the volunteers from various groups and individuals for providing records.

References

- Ahlström A., Pilesjö P., Lindberg J., 2011. Improved accessibility modeling and its relation to poverty. A case study in Southern Sri Lanka. *Habitat Int.* 35(2): 316-326.
- Andrews K.M., Langen T.A., Struijk R.P.J.H., 2015. Reptiles: overlooked but often at risk from roads. In: van der Ree R., Smith D.J., Grilo C. (eds), *Handbook of road ecology*, Wiley-Blackwell, Chichester: 271-280.
- 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 of isolated evolution in the Troodos Range. *Herpetol. J.*, 24(3): 175-181.
- Bíl M., Kubeček J., Sedoník J., Andrášik R., 2017. Srazenazver.cz: a system for evidence of animal-vehicle collisions along transportation networks, *Biol. Conserv.* 213: 167-174
- Blair M.J., Hagemeyer W.J.M. (eds), 1997. *The EBCC atlas of european breeding birds: their distribution and abundance*. T&AD Poyser, London.
- Charalambidou I., Sparrow D.J., Stapley J., Richardson C., 2016. Chapter 29 – Aves. In: Sparrow D. & John E. (eds), *An introduction to the wildlife of Cyprus*. Terra Cypria, Limassol: 24-39.
- Collinson W., Patterson-Abrolat C., 2016. *The road Ahead: guidelines to mitigation methods to address wildlife road conflict in South Africa*. The Endangered Wildlife Trust, Johannesburg.
- Devictor V., Whittaker R.J., Beltrame C., 2010. Beyond scarcity: citizen science programmes as useful tools for conservation biogeography. *Divers. Distrib.* 16: 354-362.
- Dickinson J.L., Zuckerberg B., Bonter D.N., 2010. Citizen science as an ecological research tool: challenges and benefits. *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* 41: 149-172.
- Dwyer R.G., Carpenter-Bundhoo L., Franklin C.E., Campbell H.A., 2016. Using citizen-collected wildlife sightings to predict traffic strike hot spots for threatened species: a case study on the southern cassowary. *J. Appl. Ecol.* 53: 973-982.
- Forman R.T.T., Sperling D., Bissonette J.A., Clevenger A.P., Cutshall C.D., Dale V.H., Fahrig L., France R., Goldman C.R., Heanue K., Jones J.A., Swanson F.J., Turrentine T., Winter T.C., 2003. *Road ecology: science and solutions*. Island Press, Washington, 481 p.
- Garriga N., Santos X., Montori A., Richter-Boix A., Franch M., Llorente G.A., 2012. Are protected areas truly protected? The impact of road traffic on vertebrate fauna. *Biodivers. Conserv.* 21: 2761-2774.
- Glista D.J., DeVault T.L., DeWoody J.A., 2009. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape Urban Plan* 9: 1-7.
- Heigl F., Horvath K., Laaha G., Zaller J.G., 2017. Amphibian and reptile road-kills on tertiary roads in relation to landscape structure: using a citizen science approach with open-access land cover data. *BMC ecol.* 17: 24.
- Iuell B., Bekker G.J., Cuperus R., Dufek J., Fry G., Hicks C., Hlaváč V., Keller V., Rosell C., Sangwine T., Trøsløv N., le Maire Wandall B. (eds.), 2003. *Wildlife and traffic: a European handbook for identifying conflicts and designing solutions*. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.

- Kudrna O., Harpke A., Lux K., Pennerstorfer J., Schweiger O., Settele J., Wimers M., 2011. *Distribution atlas of butterflies in Europe*. Gesellschaft für Schmetterlingsschutz, Halle, 576 p.
- Médail F. & Diadema K., 2009. Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. *J. Biogeogr.* 36: 1333-1345.
- Pocock M.J.O., Chapman D.S., Sheppard L.J., Roy H.E., 2014. *A strategic framework to support the implementation of citizen science for environmental monitoring. Final report to SEPA*. Centre for ecology & hydrology, Wallingford, 67 p.
- Roos S., Johnston A., Noble D., 2012. UK hedgehog datasets and their potential for long-term monitoring. *The British Trust for Ornithology*, Norfolk.
- Roy H.E., Pocock M.J.O., Preston C.D., Roy D.B., Savage J., Tweddle J.C., Robinson L.D., 2012. *Understanding citizen science & environmental monitoring. Final report on behalf of UK environmental observation framework*. NERC Centre for ecology & hydrology and Natural history museum, 179 p.
- Schröter M., Kraemer R., Mantel M., Kabisch N., Hecker S., Richter A., Neumeier V., Bonn A., 2017. Citizen science for assessing ecosystem services: Status, challenges and opportunities. *Ecosys. Serv.* 28: 80-94.
- Shilling F., Perkins S.E., Collinson W., 2015. Wildlife/roadkill observation and reporting systems. In: van der Ree R., Smith D.J., Grilo C. (eds), *Handbook of road ecology*. Wiley-Blackwell, Chichester: 492-501.
- Silvertown J., 2009. A new dawn for citizen science. *Trends in ecology & evolution*, 24(9): 467-471.
- Southworth J., Marsik M., Qiu Y., Perz S., Cumming G., Stevens F., Rocha K., Duchelle A., Barnes G., 2011. Roads as drivers of change: trajectories across the tri-national frontier in MAP, the Southwestern Amazon. *Remote Sensing* 3(5): 1047-1066.
- Sparrow D. & John E. (eds), 2016. *An introduction to the wildlife of Cyprus*. Terra Cypria, Limassol, 897 p.
- Tsiafouli M.A., Apostolopoulou E., Mazaris A.D., Kallimanis A.S., Drakou E.G., Pantis J.D., 2013. Human activities in Natura 2000 sites: a highly diversified conservation network. *Environ. Manage.* 51: 1025-1033.
- Tsintides T., Hadjikyriakou G., Christodoulou Ch., 2002. *Trees and shrubs in Cyprus*. Cyprus Forest Association, 442 p.
- Van der Grift E.A. & Pouwels R., 2006. Restoring habitat connectivity across transport corridors: identifying high-priority locations for de-fragmentation with the use of an expert-based model. In: Davenport J. & Davenport J.L. (eds.), *The ecology of transportation: managing mobility for the environment*. Springer Netherlands, Wageningen: 205-231.
- Van der Ree R., Smith D.J. & Grilo C., 2015. The ecological effects of linear infrastructure and traffic: challenges and opportunities of rapid global growth. In: van der Ree R., Smith D.J., Grilo C. (eds), *Handbook of road ecology*. Wiley-Blackwell, Chichester: 1-9.
- Villarroya A. & Puig J., 2013. A proposal to improve ecological compensation practice in road and railway projects in Spain. *Environ. Impact Asses.* 42: 87-94.
- Zimmermann Teixeira F., Kindel A., Hartz S.M., Mitchell S., Fahrig L., 2017. When road-kill hotspots do not indicate the best sites for road-kill mitigation. *J. Appl. Ecol.* 54: 1544-1551.
- Zomeni M. & Vogiatzakis I.N., 2014. Roads and roadless areas in Cyprus: implications for the Natura 2000 network. *J. Landsc. Ecol.* 7: 75-90.

Résumés de thèses

Yoann POHER

2017

Dynamique de la biodiversité et changements environnementaux en Corse depuis 7 000 ans : éclairages paléontologiques et paléobotaniques

Biodiversity dynamics and environmental changes in Corsica during the last 7000 years: palaeontological and palaeobotanical insights

Thèse de doctorat en sciences de l'Environnement de l'université d'Aix-Marseille, soutenue le 8 décembre 2017.

Jury – Nicole LIMONDIN-LOZOUET (D^r, université de Paris 1), Hervé BRUSTEL, (MCF, Purpan, université de Toulouse), rapporteurs ; Mona COURT-PICON (MCF, Institut royal des sciences naturelles de Belgique) ; Franck RICHARD (P^r, université de Montpellier) ; Valérie ANDRIEU-PONEL (MCF, Aix-Marseille Université), examinateurs ; Philippe PONEL (D^r, CNRS), directeur ; Frédéric GUITER (MCF, Aix-Marseille université), co-directeur ; Frédéric MÉDAIL (P^r, Aix-Marseille université), co-directeur.

Mots clés : insectes fossiles, analyse pollinique, dynamique des écosystèmes insulaires, changements environnementaux, impacts anthropiques, montée relative du niveau marin, Corse, Holocène

Keywords: fossil insects, pollen analysis, insular ecosystem dynamic, environmental changes, anthropic impact, relative sea-level rise, Corsica, Holocene

L'histoire de la végétation en Corse est bien connue, particulièrement dans les espaces montagnards. Cependant, des zones d'ombre persistent concernant par exemple le rôle du climat ou des activités anthropiques dans certaines modifications du couvert végétal ou encore la réponse des écosystèmes littoraux à la transgression marine holocène.

L'objectif de cette thèse est d'identifier les trajectoires pluri-millénaires des écosystèmes de Corse à basse et moyenne altitude sous la triple influence des forçages climatique, eustatique et anthropique à travers l'étude des assemblages d'insectes fossiles (coléoptères en particulier) et des données paléobotaniques (pollen, macrorestes végétaux) disponibles

ou nouvellement acquises. Cette approche multidisciplinaire a été appliquée sur trois séquences sédimentaires prélevées à l'étang du Greco (1 m) sur l'île Cavallo, au marais de Cannuta (2 m) et à la tourbière de Bagliettu (212 m).

Les résultats obtenus révèlent des changements majeurs dans la structuration du couvert végétal. Des signes d'ouverture du paysage apparaissent sur Cavallo et à Cannuta dès 5500-5000 cal. BP. Ils coïncident avec des indices d'activités des sociétés insulaires, lesquelles s'intensifient après 3000 cal. BP et plus particulièrement depuis 1 000 ans à Bagliettu. De surcroît, notre étude suggère que la sensibilité et la réponse des zones humides littorales face à la remontée relative du niveau marin dépend du contexte géomorphologique. Sur l'île Cavallo où le relief est faible, la transgression marine induit une augmentation de la salinité dans l'étang du Greco vers 3700 cal. BP, qui à son tour provoque une chute irréversible de la diversité des coléoptères aquatiques et hygrophiles. Au marais de Cannuta, où l'érosion des versants a favorisé la progradation de la plaine alluviale, notre étude montre une diminution de l'influence marine après 5000 cal. BP et une diversification de cette même entomofaune à partir de 1200 cal. BP. À Bagliettu, c'est l'importance des changements hydro-morphologiques des rivières dans la dynamique des écosystèmes tourbeux attendus et de leur entomofaune que nous avons pu démontrer.

Ainsi, cette approche rétrospective fournit des informations originales concernant la mise en place et l'évolution sur le long terme de la biodiversité des sites étudiés, utiles pour leur conservation.

The history of the Corsican vegetation is well known, especially in mountain areas. However, some grey areas remains about the part played by climate or anthropic activities in past vegetation changes or regarding the response of coastal ecosystems to the Holocene marine transgression.

This thesis aims to define the multi-millennial trajectories of Corsican ecosystems under the climatic, eustatic and anthropic factors via the study of fossil insect assemblages (mainly beetles) and previous or new palaeobotanical data (pollen, plant macrofossils). This multidisciplinary approach was carried out at low and middle elevation on three sedimentary archives from the Greco pond (1 m on Cavallo Island), the Cannuta marsh (2 m) and the Bagliettu peat-bog (212 m).

The results reveal major changes in the structure of the vegetation cover over the last 7000 years. Signs of more open landscapes occurred on Cavallo and in Cannuta from 5500-5000 cal. BP. They coincide with bio-markers of insular soci-

eties activities, which increased from 3000 cal. BP onward and more particularly during the last 1000 years at Bagliettu.

In addition, this study suggests that the sensitivity and the response of coastal wetlands to the relative sea-level rise depend on the geomorphological context. On the low-lying Cavallo Island, marine transgression induced an increase of salt conditions in the Greco pond from 3700 cal. BP, which in turn, caused an irreversible loss of aquatic and hygrophilous beetle diversity. In Cannuta marsh, erosion on catchment slopes favoured the progradation of the coastal floodplain

and the results reveal a progressive decrease of the marine influence from 5000 cal. BP as well as a diversification of this entomofauna over the last 1200 years. In Bagliettu, the results show how hydro-morphological changes of the rivers impact the dynamics of adjacent peaty ecosystems and beetle diversity.

Thereby, this retrospective approach provides novel information about the settlement and the long-term evolution of the biodiversity of the study sites, which is useful for their management.

Fabrication :

Transfaire / *naturalia*
PUBLICATIONS

04250 Turriers

www.transfaire.com

www.naturalia-publications.com

Achévé d'imprimer : août 2018

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

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

Editorial Board

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

D^r Marc CHEYLAN, EPHES, Montpellier,
France

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

D^r Bruno FADY, INRA, Avignon, France

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

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

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

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

P^r Serge KREITER, SupAgro, Montpellier,
France

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

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

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

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

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

D^r Roger PRODON, EPHE, Montpellier,
France

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

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

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

D^r Éric VIDAL, IRD, France

D^r Mercedes VIVAS, Universidad of
Concepción, Chili

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

ISSN 0153-8756

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

Guidelines for authors

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

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

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

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

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

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

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

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

MANUSCRIPT PREPARATION
Manuscripts (typewritten Times 12, with double line spacing) must be written in English or in French. If the language is not English, you should join an English short version and English titles of figures and tables. The manuscript must be complete: e.g. title in English and French, author(s) and address(es), abstract in English and French, an English short version (if English is not the language used in the article), keywords in English and French, text, acknowledgements, references, figures and tables (one / page). For the submission, figures and tables are integrated in the

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

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

Use lower-case letter type for names in the text and in the reference section. Do not underline any word. In English, there is one blank after any punctuation, never before. Copy editing of manuscripts is performed by the journal.

FIRST PAGE

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

ABSTRACTS, KEYWORDS AND SHORT VERSION

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

REFERENCES

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

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

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

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

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

IN-TEXT CITATIONS

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

ABBREVIATES, NOMENCLATURE AND LATIN WORDS

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

FIGURES AND TABLES

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

REPRINTS

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

SUBSCRIPTION
(contact : ecologia@naturalia-publications.com)

1 year = 2 issues			
	Subscription	Postage	Total
France	60 €	6 €	66 €
Europe	60 €	12 €	72 €
World	60 €	16 €	76 €

Mail this subscription to:
SARL Transfaire
Avenue Maréchal Leclerc
F-04250 TURRIERS

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

Sommaire – Contents

<i>Editorial – Éditorial</i>	3
La flore bryologique de la Réserve biologique intégrale (RBI) de la hêtraie de Barrès (Ardèche) et sa place dans le contexte des hêtraies abyssales de France méridionale V. HUGONNOT	5
Inventaire des bryophytes de la réserve naturelle des Tre Padule de Suartone (Corse-du-Sud, 2A, France). Espèces remarquables et enjeux liés au pâturage V. HUGONNOT, V. SIMONT	19
Les forêts de frêne oxyphylle (<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl) de Corse C. GAUBERVILLE, C. PANAIOTIS, J. REYMANN, T. FERNEZ, P. DELBOSC, K. O'DEYE-GUIZIEN	33
Histoire de la vigne sauvage, <i>Vitis vinifera</i> ssp. <i>sylvestris</i> , en Camargue A. SCHNITZLER, C. ARNOLD, F. GUIBAL, J.-M. WALTER	53
Caractérisation de la végétation des friches situées au sein d'un réseau d'infrastructures de transport : le cas de la vallée de l'Huveaune – Marseille P. BRAVET, A. MARCO, V. BERTAUDIÈRE-MONTÈS	67
Prospection et modalités d'échantillonnage pour capturer la diversité génétique des populations naturelles : cas du <i>Myrtus communis</i> L. au Maroc N. WAHID, J. AABDOUSSE, A. CHKICHEKH, A. EL ABOUDI, M. S. LAMHAMED, M. BAKRY	85
Variation de l'interception des précipitations dans une chênaie à <i>Quercus ilex</i> L. des Aurès (Est algérien) T. BENHIZIA, B. OUDJEHIH, S. LEBBAL	97
CyROS: towards a common methodological framework for roadkills recording in Cyprus S. ZOTOS, I. N. VOGIATZAKIS	109
Résumés de thèses – <i>Ph. D summaries</i> Y. POHER	115

Revue indexée dans Pascal-Cnrs et Biosis

