

ecologia mediterranea

Revue internationale d'écologie méditerranéenne
International Journal of Mediterranean Ecology

Vol. 49 (1) – 2023

Sommaire/Contents

<i>Editorial – Éditorial</i>	3
First record of the blue crab <i>Portunus segnis</i> (Crustacea, Decapoda, Portunidae), a non-indigenous species along the eastern Algerian coast F. C. BOURAOUI, R. CHENITI, M. N. BENAYAD, S. BEN HAJ, I. BENTAHAR, S. KAHLESSENANE	5
Variabilité de la niche écologique de deux espèces endémiques en situation de transitions écologiques <i>Exploring niche variation in two endemic species along ecological gradients</i> C. CHATELLIER, V. PONS, P. GAUTHIER, F. ANDRIEU, M. BURST, J. MOLINA, J. D. THOMPSON	11
Effects of a single sewage sludge application and irrigation on the rehabilitation of forest vegetation on calcareous mining spoils in the Mediterranean region <i>Effets d'une application unique de boues de station d'épuration et de l'irrigation pour la réhabilitation de la végétation forestière sur les déblais miniers calcaires en région méditerranéenne</i> G. BROFAS, G. MANTAKAS, A. SOLOMOU	25
Health condition of forests in central Italy (Tuscany) after recurrent droughts and heat events <i>État de santé des forêts de l'Italie centrale (Toscane) après des épisodes de sécheresse et de chaleur récurrents</i> F. BUSSOTTI, D. BETTINI, E. CARRARI, F. SELVI, M. POLLASTRINI	37
<i>Monomorium carbonarium</i> in south-eastern France (Hymenoptera: Formicidae) D. PAVON, É. BUISSON, O. BLIGHT, C. GALKOWSKI	49
Physical evidence of a blue shark (<i>Prionace glauca</i>) fatally injured by a swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) in the north-western Mediterranean <i>Preuve physique d'un requin bleu (Prionace glauca) mortellement blessé par un espadon (Xiphias gladius) en Méditerranée nord-occidentale</i> R. WŁODARCZYK, C. DEMAZOIN, N. ZIANI, T. THIBAUT	53

Diet and reproduction of the Golden eagle (<i>Aquila chrysaetos</i>) in southwestern Algeria <i>Régime alimentaire et reproduction de l'aigle royal</i> (<i>Aquila chrysaetos</i>) dans le Sud-Ouest algérien K. DJILALIA, Z. BRAHIMI, I. E. BENZOHRA, S. BOUARFA, M. SEKOUR	63
La steppe algérienne, entre pressions anthropogènes et sauvegarde durable <i>The Algerian steppe: between anthropogenic pressures</i> <i>and sustainable conservation</i> S. HAICHOIR, B. NEDJIMI, K. BENABDELI	69
Création d'un Jardin botanique méditerranéen à Marseille (Bouches-du-Rhône, France) <i>Creation of a Mediterranean Botanical Garden</i> <i>in Marseille (Bouches-du-Rhône, France)</i> H. SANDOZ	83
Résumés de thèses – <i>Ph. D summaries</i> L. LELANDAIS, L. TOSINI	107
Revue indexée dans Pascal-CNRS et Biosis <i>Journal indexed in PASCAL-CBRS and Biosis</i> http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr/	

Acknowledgments – Remerciements

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

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

Editorial Board – Comité éditorial

D^r Pierre CHEVALDONNÉ, CNRS, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Marc CHEYLAN, EPHE, Montpellier, France
D^r Cécile CLARET, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Bruno FADY, INRA, Avignon, France
P^r Thierry GAUQUELIN, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Grant WARDELL-JOHNSON, University of Western Australia, Australie
D^r Raphaël GROS, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Frédéric GUITER, Université Aix-Marseille, Marseille, France
P^r Serge KREITER, SupAgro, Montpellier, France
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 Errol VÉLA, Université de Montpellier, France
D^r Éric VIDAL, IRD, Nouvelle-Calédonie
D^r Mercedes VIVAS, Universidad of Concepción, Chili
D^r Ioannis VOGIATZAKIS, Open University of Cyprus, Chypre

Editorial – Éditorial

Élise BUISSON
et Brigitte TALON

Éditrices en chef
Editors-in-Chief

This new issue of *ecologia mediterranea* brings together four articles concerning Mediterranean fauna. Two are devoted to terrestrial species: one on the diet and reproduction of the golden eagle in the south-west of Algeria (Djilali et al.), and this other on the ant *Monomorium carbonarium*, very widespread on the Atlantic coast (Charente) but discovered for the first time in the south-east of France (Pavon et al.). The other two concern marine species: the crab *Portunus segnis* (Bouraoui et al.), an exotic species considered invasive, observed for the first time in Algeria, and which is of concern because of its socio-economic impacts on fisheries; and the two predators, the blue shark *Prionace glauca* and the swordfish *Xiphias gladius* (Włodarczyk et al.), whose ecological niches overlap. The study suggests the swordfish develops an adaptive defense or attack strategy towards the blue shark perceived as a competitor or a threat.

We then present two papers dealing with the impacts of global changes, one on the consequences of drought and extreme heat period on the evergreen and deciduous forests of Tuscany (Italy) (Bussotti et al.); and the second on the consequences of these changes on the socio-economic activities of the semi-arid steppes of Algeria (Haichour et al.), which play a major economic role in terms of production of fodder (pasture) and sheep meat.

In Greece, Brofas et al. show that the recolonization of mining spoils by woody species (reforestation with *Pinus halepensis* and *Cercis siliquastrum*), which is slow and difficult, can be accelerated by the use of sewage sludge. The lowest amount of sludge without irrigation seems to be the best solution for these species establishment, in addition to being the most economical. More than ever, we see that better knowledge on species and habitats is essential for better management of ecosystems threatened by these changes. Chatellier et al. provide new knowledge on the variability of the ecological niches of two endemic species from the south of France: *Limonium companyonis* and *Myriolimon diffusum*, to improve the monitoring and management of the habitats of these species in connection with the dynamics of the flora of salty environments. This issue ends with a visit to a botanical garden (Sandoz) created by an association in Marseille. Its aim is to allow a diverse public (schools, general public, students) to better understand the Mediterranean flora while getting to know 20 great botanists whose work makes it possible to follow the main lines of the evolution of botany. Each trail is named after one of them. A great way to combine, in the same place, a garden, a protected space and a botanical conservatory, for educational purposes.

Ce nouveau numéro d'*ecologia mediterranea* rassemble quatre articles concernant la faune méditerranéenne. Deux sont consacrés à des espèces terrestres: un sur le régime alimentaire et la reproduction de l'aigle royal dans le sud-ouest de l'Algérie (Djilali et al.), un autre sur la fourmi *Monomorium carbonarium* très répandue sur la façade atlantique (Charente) mais découverte pour la première fois dans le sud-est de la France (Pavon et al.). Les deux autres concernent des espèces marines: le crabe *Portunus segnis* (Bouraoui et al.), espèce exotique considérée comme envahissante, observée pour la première fois en Algérie, et qui inquiète en raison de ses impacts socio-économiques sur les pêcheries; et les deux prédateurs que sont le requin bleu *Prionace glauca* et l'espadon *Xiphias gladius* (Włodarczyk et al.), dont les niches écologiques se chevauchent et dont l'étude suggère le développement

d'une stratégie de défense ou d'attaque adaptative de la part de l'espadon envers le requin bleu perçu comme un concurrent ou une menace.

Nous vous présentons deux papiers traitant des impacts des changements globaux, l'un sur les conséquences des épisodes de sécheresse et de chaleur extrême sur les forêts feuillues de Toscane (Italie) sempervirentes et caducifoliées (Bussotti et al.), le deuxième sur les conséquences de ces changements sur les activités socio-économiques des steppes semi-arides de l'Algérie (Haichour et al.), qui jouent un rôle économique majeur en matière de production de fourrage (pâturage) et de viande ovine.

*En Grèce, Brofas et al. montrent que la recolonisation des terrils par les essences ligneuses (reboisement en *Pinus halepensis* et *Cercis siliquastrum*), lente et difficile, peut être accélérée par l'utilisation de boues d'épuration. La quantité de boue la plus basse sans irrigation semble être la meilleure solution pour ces espèces, en plus d'être la plus économique. Plus que jamais, on le voit, une meilleure connaissance des espèces et des habitats est indispensable pour une meilleure gestion des écosystèmes menacés par ces changements, en particulier celle des espèces patrimoniales. Chatellier et al. ont ainsi apporté de nouvelles connaissances sur la variabilité des niches écologiques de deux espèces endémiques du sud de la France, *Limonium companyonis* et *Myriolimon diffusum*, pour améliorer le suivi et la gestion des habitats de ces espèces en lien avec la dynamique de la flore patrimoniale des milieux salés. Ce numéro se termine par la visite d'un jardin botanique (Sandoz) créé par une association à Marseille et dont le but est de permettre à un public diversifié (scolaire, grand public, étudiants) de mieux connaître la flore méditerranéenne tout en faisant connaissance avec 20 grands botanistes dont les travaux permettent de suivre les grandes lignes de l'évolution de la botanique. Chaque sentier porte en effet le nom de l'un d'entre eux. Une belle façon d'associer, en un même lieu, jardin, espace protégé et conservatoire botanique, dans un but pédagogique. Une initiative à souligner.*

First record of the blue crab *Portunus segnis* (Crustacea, Decapoda, Portunidae), a non-indigenous species along the eastern Algerian coast

Fatima Cherifa BOURAOUI^{1,2*}, Radhia CHENITI^{3,4*}, Mohammed Nadjib BENAYAD^{1,2}, Sami BEN HAJ⁵, Islam BENTAHAR⁶, Soufyane KAHLESSENANE^{7,8}

1. Association Écologie sans frontière - Jijel, Algeria

2. Forest conservation - Jijel, Algeria

3. Department of Environmental Sciences, Faculty of Nature and Life Sciences, University of Jijel, Algeria

4. Studies office Ecotude - Jijel, Algeria

5. Studies office Thétis - Conseil - Bizerte, Tunisia

6. Studies office Crinoïde Environnement - Alger, Algeria

7. Department of Environmental Sciences, Faculty of Nature and Life Sciences, University of Bejaia, Algeria

8. Laboratory of Applied Zoology and Animal Ecophysiology, Faculty of Nature and Life Sciences, University of Bejaia, Algeria

* Corresponding authors: fchbouraoui@gmail.com, ecosfas@yahoo.com, radhia.cheniti@gmail.com

Received: 7 June, 2022; First decision: 13 Sept., 2022; Revised: 3 Nov., 2022; Second decision: 13 Dec., 2022; Revised: 3 Fev., 2023; Accepted: 27 Fev., 2023

Abstract

This paper reports the first record of the alien species *Portunus segnis* (Forskål 1775), in Jijelian coastal waters (East Algeria), with few observations on its biology. We first observed debris of this Lessepsian species along the coast at Aouka in 2021. The following observations were reported in 2022, in two different sites, Aouka again and Bazoul, distant of 12km. This is the first report of this species along the Algerian coast. It has been considered as invasive in other Mediterranean areas such as Tunisia, where it has important socio-economic impacts, particularly on fisheries. As it expands westward along the African coast, this species will need to be closely monitored, as it will likely become invasive in suitable habitats of the Algerian coast.

Keywords: *Portunus segnis*, Biological invasion, Algeria, Fisheries, Alien species.

Introduction

The Mediterranean Sea is facing many introductions of non-indigenous species (NIS) that are harmful to the stability of its ecosystems. Many authors have reported that these species can affect the structure and functioning of Mediterranean ecosystems through the competition with native species which may alter the physical habitat and influence trophic resources (Galil 2011; Katsanevakis *et al.* 2014). The vectors promoting entries of NIS in the Mediterranean Sea are various: (1) “Natural” expansion through the Suez Canal, considered as the main door of entry for so-called Lessepsian species (2) harbor infrastructures through shipping vectors with ballast water and (3) the aquaculture and

aquarium trades (Zenetos and Galanidi 2020). The rate of NIS entering the Mediterranean Sea is considered to be of 8 species per year, which is the highest rate in the world (Zenetos and Galanidi 2020).

In Algeria, many alien species have been reported along the 1,400km of its coastline. More than 70 NIS have been identified along the Algerian coast, belonging to seven groups: Macroalgae, Mollusca, Polychaeta, Crustacea, Bryozoa, Cnidaria and Fish. (Grimes *et al.* 2018).

The crab family Portunidae, dominant in commercial crab fisheries world-wide (Özcan 2012; Deidun & Sciberras 2016), is commonly reported as introduced and invasive, and is represented in the Mediterranean by the Lessepsian migrant, *Portunus segnis* (Forskål 1775).

The blue swimming crab, *P. segnis*, previously named *P. pelagicus* (Linnaeus 1758), is a prevalent species of the Indo-Pacific region (Romano & Zeng 2007b). It is found in eastern Africa, Pakistan, the Red Sea and the Persian Gulf (ROPME 1999). This Lessepsian species entered the Mediterranean Sea through the Suez Canal at the end of the 19th century (1886) and has colonized most of the eastern Mediterranean coasts, becoming an invasive species (Ekman 1967; Özcan *et al.* 2005; Yokes *et al.* 2007; Castriota *et al.* 2022) and has been recorded as far north-west as the Ligurian Sea (Crocetta 2006; Castriota *et al.* 2022). This crab has shown a highly invasive potential and severely impacts the native biota in the invaded areas (Cardeccia *et al.* 2018).

Socio-economic impacts include degradation of fishing nets, alteration of other species caught, time spent in disentanglement, and the collapse of stocks of many fish species of high commercial value (Ennouri *et al.* 2021).

Furthermore, the species has a wide range of habitat preferences, from inshore to continental shelf areas, including sandy, muddy, algal and sea grass habitats, from the intertidal zone to at least 50m depth. It is usually found in shallow bays with sandy bottoms where it can be present in large numbers. The presence of *P. segnis* had been reported in the southwestern Mediterranean along Tunisian shores, where it was first reported in October 2014 as few crabs were collected in shallow sandy areas mostly covered by seagrass and algal beds (Rifi *et al.* 2014; Rabaoui *et al.* 2015). This work now reports for the first time the presence of *P. segnis* in Algeria, in two coastal sites near the harbor city of Jijel (southwestern Mediterranean) extending its known Mediterranean distribution westward.

Material and methods

The first site of observation of fragments of *P. segnis* in November 2021 (“1 Site” on Fig. 1) is located at the Aouka beach called Berboucha (36°48’33.72”N, 5°47’21.83”E). The second site of observation in 2022 (“2 Site” on Fig. 1) is Bazoul beach (36°49’24.59”N, 5°54’14.23”E), in the Kennar municipality (Fig. 1).

Each finding was associated with photographs, GPS coordinates, size and weight of individuals or fragments and sex when it was possible to determine it from abdominal observations.

In 2022, up to ten individuals were found on the beach. Taxonomic identification of the crabs was carried out using identification keys of the *Portunus* genus elaborated by Lai *et al.* (2010) and by Psomadakis *et al.* (2015).

Results and discussion

Morphometric characteristics confirm that examined specimens belong to *Portunus segnis* (Table 1). This species is characterized by a carapace presenting a fine granulation and a prominent inner spine on the cheliped

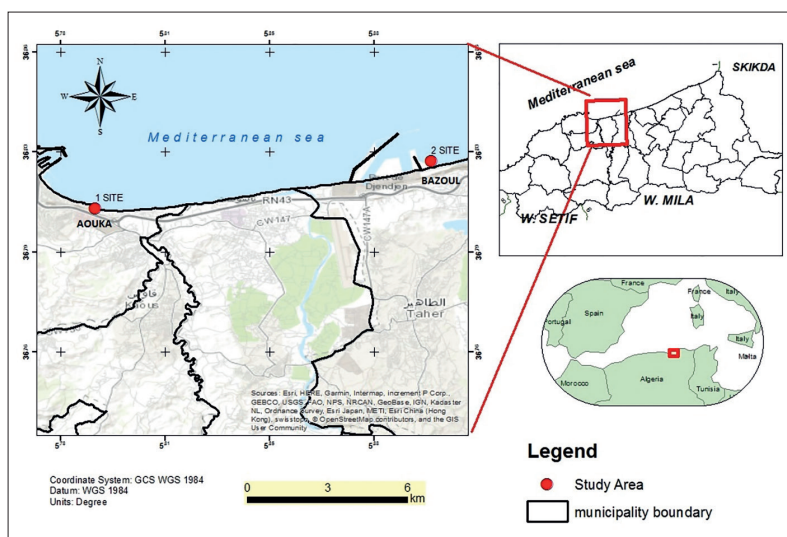


Figure 1 – Map of the Jijel area, Eastern Algeria, with Jijel harbor to the west and Djen-Djen International harbor to the east. The two red dots are the sites of first records of *Portunus segnis* in the area.

Table 1 – *Portunus segnis*. Locations of record of the swimming blue crab in Eastern Algeria. The number and sex of specimens caught, the date of observation in 2021 and 2022.

N°	Date	Name of site	Observation	Carpus length (mm)	Weight (g)	Sex
1	Nov. 2021	Aouka Beach, Jijel	Chelipeds with claw	100	-	F
2	"	"	"	130	-	F
3	"	"	"	160	-	M
4	"	"	"	180	-	M
5	"	"	Empty crab	120	-	-
6	"	"	Crab	80	-	F
7	"	"	"	30	-	M
8	16 Jan. 2022	Bazoul Beach, Kennar	"	150	-	M
9	"	"	Chelipeds with claw	80	-	F
10	29 Apr. 2022	Aouka Beach, Jijel	Crab	120	120	F
11	"	"	"	95	85	F
12	"	"	"	105	90	F
13	"	"	"	100	90	F
14	"	"	"	120	160	M
15	"	"	"	120	135	M
16	"	"	"	90	80	F
17	"	"	"	130	120	M
18	"	"	"	110	120	F
19	"	"	"	160	230	M
20	"	"	"	180	280	M
21	"	"	Empty crab	80	-	-
22	"	"	"	120	-	-
23	"	"	"	120	-	-
24	16 May 2022	Bazoul Beach, Kennar	Claw	40	-	-
25	"	"	Crab	80	-	F
26	"	"	Abdomen + leg	20	-	M
27	"	"	Empty crab	120	-	-
28	20 May 2022	Aouka Beach, Jijel	Crab	60	-	M
29	"	"	Chelipeds with claw	130	-	-
30	"	"	"	80	-	-
31	"	"	Abdomen + leg	60	-	F
32	"	"	Empty crab	140	-	-
33	"	"	"	120	-	-
34	"	"	"	50	-	M

carpus (Galil *et al.* 2002). The carapace has a bidentate front and nine teeth present along each anterolateral edge, of which the last is the most prominent. The swimming pereopods are mottled proximally and bright blue at the distal end. The dactyls of the second, third and fourth pereopods have a reddish fringe, while their surface is blue. The chelipeds of the observed specimens, had sizes that varied between 80 and 180mm with a precision of ± 2 mm. Figure 2 shows the debris and Figure 3 complete individuals. Results show that males weighed more than females.

The reported individuals confirm the presence of *Portunus segnis* on the Algerian coast. Although the vector of introduction cannot be ascertained, as it is often the case for this

species (Castriota *et al.* 2022) two hypotheses can be proposed here: (1) The observed individuals could have gradually come from Tunisia, moving along the coast, swimming or drifting under the currents and eventually being cast away on such sand beaches; (2) The proximity of a commercial harbour also makes it possible an entry through ballast waters of large ships. Shipping activities are a major vector for the introduction of NIS worldwide (Flagella *et al.* 2006; Ruiz *et al.* 1997).

However, here, the proximity of Tunisia, where the crab has been known to occur, is the most likely hypothesis (Rifi *et al.* 2014; Rabaoui *et al.* 2015). Given the high reproductive dynamics of this species in other Mediterranean areas (Castriota *et al.* 2022)



Figure 2 – *Portunus segnis* observed in 2021 at Aouka beach, near Jijel, Eastern Algeria (Photographs: M.N. Benayad).



Figure 3 – Whole specimens of *Portunus segnis* observed in 2022 on beaches of the Jijel area, Eastern Algeria (Photographs: M.N. Benayad).

the present report of *P. segnis* in two sites of the eastern Algerian coast may represent the starting point of its rapid development in suitable habitats along the Algerian coast, where it may become invasive.

A long-term survey of this crab in suitable environment is warranted to prevent as much as possible negative impacts on the coastal marine ecosystems and the nearshore socio-economical interactions.

Acknowledgements

We wish to express our sincere gratitude to the Méditerranée Action Nature NGO, Bizerte, Tunisia who confirmed the identification of the specimen reported, Mr. Mahmoud Bouherrar, Head of the National Coastal Committee, Jijel Branch, Algeria, and two anonymous reviewers for their constructive comments and contributions.

References

- Cardeccia, A., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., Galil, B., Gollasch, S., Minchin, D., Narscius, A., Olenin, S. & Ojaveer, H. (2018). Assessing biological invasions in European Seas: biological traits of the most widespread non-indigenous species. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 201, 17-28.
- Castriota, L., Falautano, M., Maggio, T. & Perzia, P. (2022). The blue swimming crab *Portunus segnis* in the Mediterranean Sea: Invasion paths, impacts and management measures. *Biology* 11, 1473.
- Crocetta, F. (2006). First record of *Portunus pelagicus* (Linnaeus, 1758) (Decapoda, Brachyura, Portunidae) in the northern Tyrrhenian Sea. *Crustaceana* 79, 1145-1148.
- Deidun, A. & Sciberras, A. (2016). A further record of the blue swimmer crab *Portunus segnis* Forskal, 1775 (Decapoda Brachyura Portunidae) from the Maltese Islands (Central Mediterranean). *Bioinv. Rec.* 5, 43-46.
- Ekman, S. (1967). *Zoogeography of the sea*. Siddgwick and Jackson, London, 419 p.
- Ennouri, R., Zarrouk, H., Fatnassi, M. & Mili, S. (2021). Development of the fishing and commercialization of the blue crabs in Bizerta and Ghar EL Melh lagoons: A case study of promotion opportunities of blue growth in Tunisia. *J. Aquacult. Mar. Biol.* 10, 66-74.
- Flagella, M.M., Soria, A. & Buia, M.C. (2006). Shipping traffic and introduction of non-indigenous organisms: Study case in two Italian harbours. *Ocean Coast. Manag.* 49, 947-960.
- Galil, B.S. (2011). The alien crustaceans in the Mediterranean Sea: An historical review. In: Galil, B.S., Clark, P.F. & Carlton, J.T. (eds), *In the wrong place - Alien marine Crustaceans: Distribution, biology and impacts*. Springer, Berlin, 377-401.
- Galil, B., Frogliani, C. & Noël, P. (2002). *CIESM Atlas of exotic species in the Mediterranean. Volume 2. Crustaceans: decapods and stomatopods*. CIESM, Monaco, 192 p.
- Grimes, S., Benabdi, M., Babali, N., Refes, W., Boudjellal-Kaidi, N. & Seridi, H. (2018). Biodiversity changes along the Algerian coast (Southwestern Mediterranean basin): from 1834 to 2017: A first assessment of introduced species. *Medit. Mar. Sci.* 19, 156-179.
- Katsanevakis, S., Acar, Ü., Ammar, I., Balci, B.A., Bekas, P., Belmonte, M., Chintiroglou, C.C., Consoli, P., Dimiza, M., Fryganiotis, K., Gerovasileiou, V., Gnisci, V., Gülşahin, N., Hoffman, R., Issaris, Y., Izquierdo-Gomez, D., Izquierdo-Munoz, A., Kavadas, S., Koehler, L., Konstantinidis, E., Mazza, G., Nowell, G., Önal, U., Özen, M.R., Pafilis, P., Pastore, M., Perdikaris, C., Poursanidis, D., Prato, E., Russo, F., Sicuro, B., Tarkan, A.N., Thessalou-Legaki, M., Tiralongo, F., Triantaphyllou, M., Tsiamis, K., Tunçer, S., Turan, C., Türker, A. & Yapici, S. (2015). New Mediterranean biodiversity records (October, 2014). *Medit. Mar. Sci.* 15, 675-695.
- Lai, J.C.Y., Ng, P.K.L. & Davie, P.J.F. (2010). A revision of the *Portunus pelagicus* (Linnaeus, 1758) species complex (Crustacea: Brachyura: Portunidae), with the recognition of four species. *Raffles Bull. Zool.* 58, 199-237.
- Özcan, T., Katagan, T. & Kocatas, A. (2005). Brachyuran crabs from Iskenderun Bay (Southeastern Turkey). *Crustaceana* 78, 237-243.
- Özcan, T. (2012). The swimming crab *Portunus segnis* (Forskål, 1775): Host for the barnacle *Chelonibia platula* (Ranzani, 1818) from the Turkish coast. *J. Black Sea Medit. Environ.* 18, 271-278.
- Psomadakis, P.N., Osmany, H.B. & Moazzam, M. (2015). *Field identification guide to the living marine resources of Pakistan. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes*. FAO, Rome, 386 p.
- Rabaoui, L., Arculeo, M., Mansour, L. & Tlig-Zouari, S. (2015). Occurrence of the lessepsian species *Portunus segnis* (Crustacea: Decapoda) in the Gulf of Gabès (Tunisia): first record and new information on its biology and ecology. *Cah. Biol. Mar.* 56, 169-175.
- ROPME (Regional Organization for the Protection of Marine Environment) (1999). *Manual of Oceanographic Observations and Pollutant Analyses Methods (MOOPAM). 3rd Edition*.
- Rifi, M., Ounii-Ben Amor, K., Ben Souissi, J. & Zaouali, J. (2014). Première mention du crabe lessepsien *Portunus segnis* (Forskål, 1775) (Décapode, Brachyoure, Portunidae) dans les eaux marines tunisiennes. In: *Proceedings du 4^e congrès franco-maghrébin et 5^{es} journées franco-tunisiennes de zoologie, Korba – Tunisie (13-17 novembre 2014)*, 9.
- Romano, N. & Zeng, C. (2007). Acute toxicity of sodium nitrate, potassium nitrate and potassium chloride and their effects on the haemolymph composition and gill structure of early juvenile blue swimmer crabs (*Portunus pelagicus* Linnaeus, 1758) (Decapoda, Brachyura, Portunidae). *Environ. Toxicol. Chem.* 26, 1955-1962.
- Ruiz, G.M., Carlton, J.T., Grosholz, E.D. & Hines, A.H. (1997). Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *Am. Zool.* 37, 621-632.
- Zenetos, A. & Galanidi, M. (2020). Mediterranean non indigenous species at the start of the 2020s: recent changes. *Mar. Biodiv. Rec.* 13, 10.
- Yokes, M.B., Karhan, S.U., Okus, E., Yükses, A., Aslan-Yılmaz, A., Yılmaz, I.N., Demirel, N., Demir, V. & Galil, B.S. (2007). Alien crustacean decapods from the Aegean coast of Turkey. *Aquat. Invasions* 2, 162-168.



Variabilité de la niche écologique de deux espèces endémiques en situation de transitions écologiques

Exploring niche variation in two endemic species along ecological gradients

Cyllène CHATELLIER^{1,2}, Virginie PONS¹, Perrine GAUTHIER¹, Frédéric ANDRIEU²,
Maxime BURST², James MOLINA², John D. THOMPSON¹

1. CEFE, Université de Montpellier, CNRS, EPHE, IRD, Montpellier, France

2. Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles, Montferrier-sur-Lez, France

Auteur correspondant: c.chatellier@cbnmed.fr

Received: 25 Jan., 2022; First decision: 10 March, 2022; Re-submitted: 1 March, 2023; Accepted: 14 April, 2023

Résumé

L'étude de la niche d'espèces végétales patrimoniales à l'échelle des individus permet d'appréhender les paramètres expliquant leur répartition le long de gradients d'habitats. L'information acquise est fondamentale pour leur gestion conservatoire. Ce travail vise à caractériser, à une échelle très fine, la niche écologique de deux espèces endémiques du sud de la France, *Limonium companyonis* et *Myriolimon diffusum*. Malgré une connaissance partielle de leur écologie, ces deux espèces sont identifiées comme des enjeux forts pour les plans de gestion des sites où elles sont présentes, presque exclusivement sur le territoire du Parc naturel régional de la Narbonnaise en Méditerranée. Dans cette étude, nous avons caractérisé la niche par l'étude des communautés végétales, en utilisant les points contacts, et l'analyse des paramètres physico-chimiques du sol. *Myriolimon diffusum* est une espèce halo-nitrophile inféodée aux milieux

riches en matière organique avec une forte capacité de rétention en eau. Elle est présente dans différents grands types d'habitats le long d'un gradient de salinité. Dans les fourrés halophiles denses, elle peut devenir l'espèce structurante d'une formation originale, « le faciès à *M. diffusum* », qui n'a pas encore été décrite dans la Directive Habitats. *Limonium companyonis* se développe sur des sols alcalins et pauvres, le long d'un gradient d'anthropisation où son type biologique varie en fonction des conditions écologiques. Chaméphyte pérenne sur substrat sableux avec un fort taux de sol nu comme sur les dunes fixées, elle devient thérophyte sur des sites plus anthropisés présentant un fort taux de nitrate. Ces nouvelles connaissances sur la variabilité de la niche et le fonctionnement des populations sont des informations pertinentes pour le suivi et la gestion des habitats de ces espèces en lien avec la dynamique de la flore patrimoniale des milieux salés.

Mots clés: *Myriolimon diffusum*, *Limonium companyonis*, niche écologique, milieux salés, Méditerranée, anthropisation, libre évolution.

Keywords: *Myriolimon diffusum*, *Limonium companyonis*, ecological niche, salt marshes, Mediterranean ecosystems, anthropisation, unconstrained evolution.

Abstract

The fine-scaled study of ecological niche variation in endemic plant species helps identify the parameters contributing to their distribution patterns along ecological gradients. Such information is fundamental for their conservation management. The objective of this study is to characterise the fine-scaled ecological niche of two endemic species in Mediterranean France, *Limonium companyonis* and *Myriolimon diffusum*. Despite the absence of information on their ecology, these species have been identified as high priority species in conservation management plans in sites where they are present, almost exclusively in the territory of the Parc naturel régional de la Narbonnaise en Méditerranée, in the South of France. The characterisation of the fine-scaled ecological niche was done with point-quadrat analyses of plant communities and abiotic components of the local environment combined with soil parameter analyses. *Myriolimon diffusum* is a halo-nitrophilic species adapted to environments rich in organic matter with a high-water retention capacity and occurs along a gradient of salinity. In dense halophilic thickets, it is almost the keystone species of a novel community recognised as a *Myriolimon diffusum* facies that has not previously been recognised in the European Habitat Directive. *Limonium companyonis* develops mainly on poor alkaline soils and shows a variable biological growth form in relation to a gradient of disturbance. It has a chamephyte perennial growth form on sandy substrate with a high percentage of bare soil (e.g. fixed dunes) and an annual therophyte growth form on anthropised sites with a high mineral cover and soil nitrate content. This fine-scaled study of the ecological niche in relation to a gradient of broad habitat types provides information on the ecology of the two species that can be incorporated into objectives for conservation management and the dynamics of the recolonisation of historical salt pans and disturbed areas.

Version abrégée

Niche variation in endemic plant species at the scale of individual plants provides key information on the parameters contributing to their distribution patterns along ecological gradients. Such information is fundamental for their conservation. This is the case for two endemic species in the wetlands of Mediterranean France, *Myriolimon diffusum* and *Limonium companyonis* that have been identified as high priority species in management plans of the sites where they are present in the South of France, almost exclusively in the territory of the Parc naturel régional de la Narbonnaise en Méditerranée (PNR-NM). There is however, almost no information available on their ecology.

The objective of this study is to characterise the ecological niche of the two species on a fine-scale and across the ecological gradients of broad habitat types in the salt marshes in which they occur. In two sites, the regional nature reserve of Sainte-Lucie and the Rives et île de l'Aute marshes near Sigean, this information on the ecology of these species is pertinent to the conservation management plans currently underway. Our study addresses three main questions. (i) In what types of broad habitats do the species occur? (ii) What are the fine-scale niche conditions that characterise the presence of the species in the different broad habitat types? (iii) Do other variables such as abundance and growth-form vary across habitat types?

Visits to all known sites of each species in the South of France revealed that they occur across a gradient of different habitat types. *Myriolimon diffusum* occurs across a gradient of salinity from salty steppic habitats, to open and dense halophytic thickets and less saline marshlands influenced by fresh-water aquifers. We studied the fine-scaled niche requirements of this species in five broad habitat types. *Limonium companyonis* occurs across a gradient of increasing anthropisation, from fixed dunes, halophile thickets and less saline marshland to path edges in pine woodland and garrigues, dikes and disturbed areas. We studied the fine-scaled niche requirements of this species in six broad habitat types.

To characterise the niche on a fine scale in these broad habitat types, we undertook point-quadrat sampling of the plant communities including litter and the cover of mineral elements, and made soil samples (< 10cm) of each quadrat. Three quadrats, each with a grid of 100 point samples, were randomly placed at least 5m apart (within a radius of ca. 20m) in areas of high density of the study species in each habitat type. To enable the presence of several individual plants in each quadrat, for *Myriolimon diffusum* we used square-quadrats that were 4-m² and for *Limonium companyonis* square quadrats that were 1-m². We measured the slope and exposure, determined the identity of all species present and quantified the cover of ecological parameters: bedrock, blocks (> 25cm), stones (2.5-25cm), gravel (0.5-2.5cm), bare soil, lichen, moss, herbaceous and woody litter, and living plants. Each plant species that was touched was identified.

Myriolimon diffusum is a halo nitrophilic species adapted to environments that are rich in organic matter with a high water retention capacity. In dense halophilic thickets, it can be almost the keystone species of a novel community recognised as a *Myriolimon diffusum* type habitat that has not previously been recognised in the European Habitats Directive. It is less abundant in the high (salty steppes) and low (marshland influenced by freshwater) salinity habitats where it is present. Species diversity was highest in open halophile thickets where the study species begins to become abundant. In the *Myriolimon diffusum* type habitat where it is very abundant, species diversity is low.

Limonium companyonis develops mainly on poor alkaline soils where its biological growth form varies according to the ecological conditions: it has a chamephyte perennial growth form in the more natural habitats especially in the fixed dune broad habitat type that has a high cover of bare sediment and adopts an annual therophyte growth form on more anthropised sites with a high mineral cover and soil nitrate content. This distinction is an intraspecific illustration of growth-form occurrence in either stable habitats (chamephyte form) or disturbed habitats (therophyte form) that may represent adaptive variation in the study species. The abundance of *L. companyonis* is also highest in sites with a high pH, in both natural and disturbed habitat types.

The localised scale of this study of the ecological niche in relation to the dynamics of the major habitat types in the Mediterranean salt marshes provides information on the ecology of the two species that can be incorporated into operational objectives for conservation management. It also provides information on the dynamics of the vegetation that is naturally recolonising historical, but now abandoned, salt pans and other disturbed areas.

Introduction

Le concept de niche écologique est central dans notre compréhension de la distribution des espèces et de leur coexistence (Silvertown 2004). Dans son papier historique, Hutchinson (1957) a été le premier à formaliser ce concept du point de vue des multiples dimensions spatiales des paramètres écologiques qui déterminent la présence et le fonctionnement des

individus. Ainsi, la variabilité de la niche des espèces végétales s'observe dans les particularités des ressources édaphiques (Silvertown 2004), les paramètres démographiques du cycle de vie des espèces (Angert 2009), leur phénologie (Bykova *et al.* 2012; Gazaix *et al.* 2021) et leur régénération (Grubb 1977). Dans la mesure où la niche est définie par la présence et la fonctionnalité des individus, son étude nécessite la prise en compte de la variabilité très localisée des conditions écologiques, c'est-à-dire à l'échelle des individus. Des études menées précédemment, sur la comparaison de couples d'espèces répandues et endémiques (Lavergne *et al.* 2004), sur des populations d'espèces au cœur de leur aire de distribution ouest-méditerranéenne et en limite d'aire de répartition dans le sud de la France (Papuga *et al.* 2018), sur des populations colonisant des îles de superficies différentes dans la mer Tyrrhénienne (Murru *et al.* 2021) et sur plusieurs espèces de *Lythrum* inféodées aux mares temporaires méditerranéennes (Gazaix *et al.* 2021), montrent, très clairement, la pertinence d'une approche qui prend en compte, en plus des grands types d'habitats, l'information sur la variabilité des paramètres écologiques à l'échelle fine des individus. Ces études sur les espèces endémiques et d'autres en région méditerranéenne (Andrieu *et al.* 2007, 2013, 2017; Thompson 2020) démontrent l'importance d'une gestion de la mosaïque spatiale des conditions écologiques qui intègre les paramètres précis conditionnant la présence des espèces à forts enjeux de conservation.

Nous proposons ici une étude de la niche écologique à une échelle très fine de deux inféodées aux zones humides du littoral méditerranéen, *Myriolimon diffusum* (Pourr.) Lledó, Erben & M.B.Crespo et *Limonium companyonis* (Gren. & Billot) Kuntze. Il s'agit de deux espèces endémiques à distribution très étroite, pour lesquelles les acteurs et institutions locaux ont une responsabilité très importante pour la viabilité des populations et la conservation à l'échelle de l'espèce entière. Comme c'est souvent le cas, nous manquons de connaissances précises sur l'écologie de ces espèces (Thompson 2020). La répartition de ces deux espèces, en France, inclut plusieurs populations dans les sites du Conservatoire du littoral sur le territoire du Parc naturel régional de la Narbonnaise en Méditerranée (PNR-NM) (figure 1). Le territoire du PNR-NM englobe toute la côte littorale du département de l'Aude qui comporte

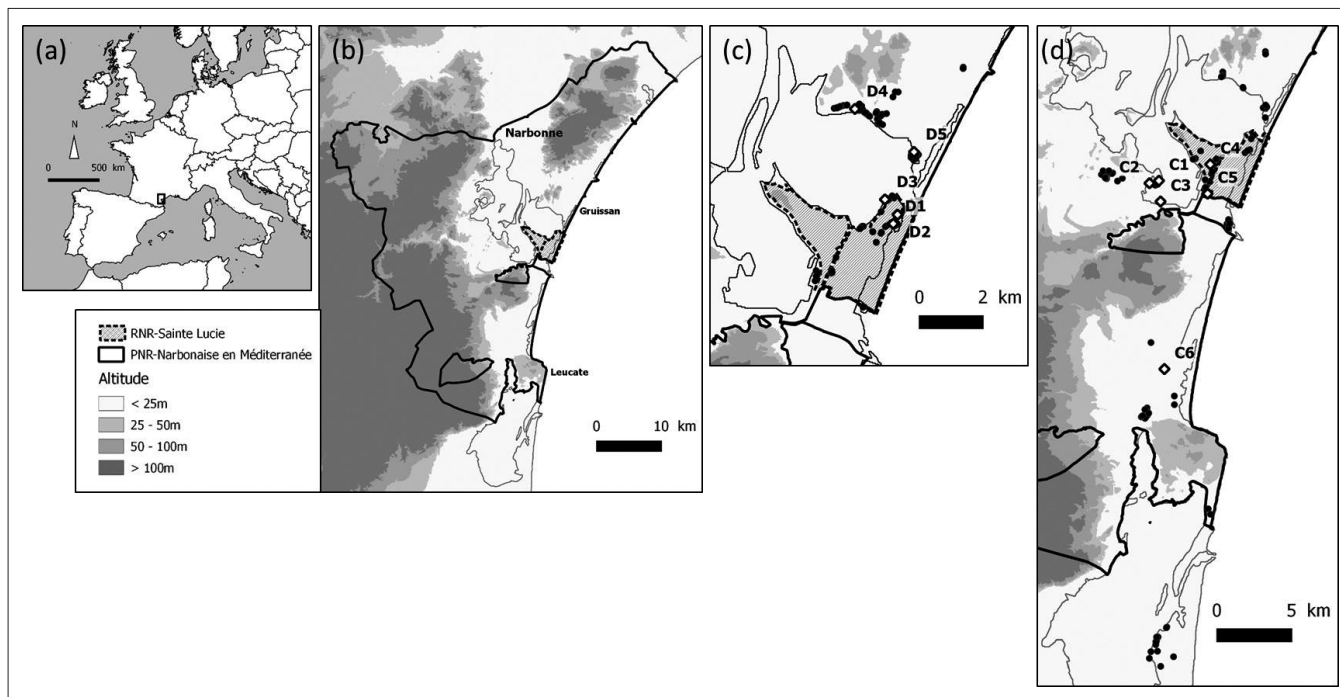


Figure 1 – (a) Localisation de la zone d'étude en Europe de l'Ouest; (b) Territoires du PNR de la Narbonnaise en Méditerranée (trait noir) et de la Réserve naturelle régionale de Sainte-Lucie (trait pointillé); pointages pour le sud de la France et sites d'étude (c) de *Myriolimon diffusum* et (d) de *Limonium companyonis*.

Figure 1 – (a) Location of the study area in western Europe; (b) Territory of the PNR de la Narbonnaise en Méditerranée (black line) and the Réserve naturelle régionale de Sainte-Lucie (broken line); The precise location in the South of France of the study sites: (c) *Myriolimon diffusum*, (d) *Limonium companyonis*.

plusieurs habitats naturels d'intérêt communautaire qui évoluent le long des gradients de salinité et de distance à la mer et aux étangs, avec, notamment, les « steppes salées méditerranéennes (*Limonietalia*) » (code Natura 2000 : 1510), les « fourrés halophiles méditerranéens et thermoatlantiques (*Sarcocornietea fruticosae*) » (1420) et les « prés salés méditerranéens (*Juncetalia maritimi*) » (1410).

Myriolimon diffusum et *Limonium companyonis* sont largement représentés au sein de cette mosaïque d'habitats, sans qu'aucune étude n'ait précisé leurs exigences écologiques sur ce territoire. En effet, les plans de gestion de la Réserve naturelle régionale de Sainte-Lucie et des sites des rives de l'Aute et de l'île de l'Aute, tous deux situés sur le territoire du PNR-NM, révèlent une réelle nécessité de développer des connaissances précises sur les exigences écologiques de ces deux espèces (PNR-NM 2015, Anonyme 2021a). Ces espèces ont notamment une répartition très restreinte et, au sein même des populations, les individus sont concentrés en taches bien délimitées qui semblent réunir leurs exigences écologiques fines. La présence des deux espèces dans plusieurs grands types d'habitats, mais à chaque fois avec une forte structuration spatiale locale, pose la question

de leurs exigences écologiques à une échelle très fine.

L'objectif de notre étude est donc d'identifier la niche écologique de ces deux espèces à une échelle très fine au sein des grands types d'habitats où l'on peut les observer sur leur aire de répartition dans le sud de la France. Un premier axe caractérise, à travers la distribution des deux espèces, les différents grands types d'habitats où chacune est présente. Ce travail préliminaire sert de base pour l'étude de la niche. Un deuxième axe vise à identifier les paramètres qui décrivent au mieux la niche écologique des deux espèces à une échelle fine et à quantifier sa variabilité entre les grands types d'habitats. Cette analyse se base sur la description (i) des communautés végétales (fréquence des taxons), (ii) du recouvrement de différents types de couverts au sol (graviers, roches, litière, sol nu), et (iii) des propriétés physico-chimiques des sols (conductivité, pH, salinité, taux de matière organique). Un troisième axe quantifie la variabilité de l'abondance des deux espèces entre les différents grands types d'habitats en lien avec la variabilité des facteurs résumant au mieux leur niche écologique, pour mieux cerner leur fonctionnement au sein des communautés où elles sont présentes.

Matériels et méthodes

Deux espèces à enjeu très fort, voire exceptionnel

Myriolimon diffusum et *Limonium companyonis* (figures 2 et 3 respectivement) appartiennent à la famille des *Plumbaginaceae*.

M. diffusum est un chaméphyte de 10 à 30 cm de haut, glabre. Les feuilles sont radicales à limbe petit, linéaire, presque réduit à la gaine. Les hampes florales sont nombreuses et diffuses, grêles et rameuses dès la base. Les épillets sont courts, portant chacun une fleur unique. Contrairement à ceux de *M. ferulaceum*, ils sont droits et disposés en épis lâches, avec une petite corolle rose (Pount & Revel 1982). En France, *M. diffusum* est uniquement présente dans le PNR-NM où ses seules stations connues se trouvent sur le lido entre Port-La-Nouvelle et Gruissan (figure 1c). Des observations ont également été faites à la pointe sud de la péninsule Ibérique. Sur le territoire du PNR-NM, *M. diffusum* occupe donc une place emblématique (Anonyme 2021a) et représente, de fait, un enjeu « exceptionnel » dans le plan de gestion pour la RNR de Sainte-Lucie (Anonyme 2021b).

L. companyonis est un petit chaméphyte de 5 à 20 cm, supposément monocarpique. Le limbe est petit, largement spatulé, obtriangulaire et étalé, souvent desséché après floraison. Les hampes florales sont étalées, arquées et distiques. Les corolles sont grandes et roses, de 4 à 6 mm (Tison *et al.* 2014). Cette espèce, décrite

sous ce nom par H. Kunz en 1891, est encore très méconnue. Elle est présente, en France, sur le territoire du PNR-NM et plus rarement sur la côte des Pyrénées-Orientales (figure 1d). Des populations isolées sont aussi décrites dans îles Baléares, mais aucune comparaison morphologique ni génétique n'a permis de confirmer qu'il s'agit de la même espèce en situation de vicariance. *L. companyonis* est une espèce à enjeu « très fort » pour les plans de gestion des deux sites où elle est assez abondante, les rives et l'île de l'Aute (PNR-NM 2015) et la RNR de Sainte-Lucie (Anonyme 2021b).



Figure 2 – *Myriolimon diffusum*: (a) port général, (b) hampe florale et (c) épillets. © Frédéric Andrieu.

Figure 2 – *Myriolimon diffusum*: (a) general appearance, (b) floral stem and (c) spikelets. © Frédéric Andrieu.

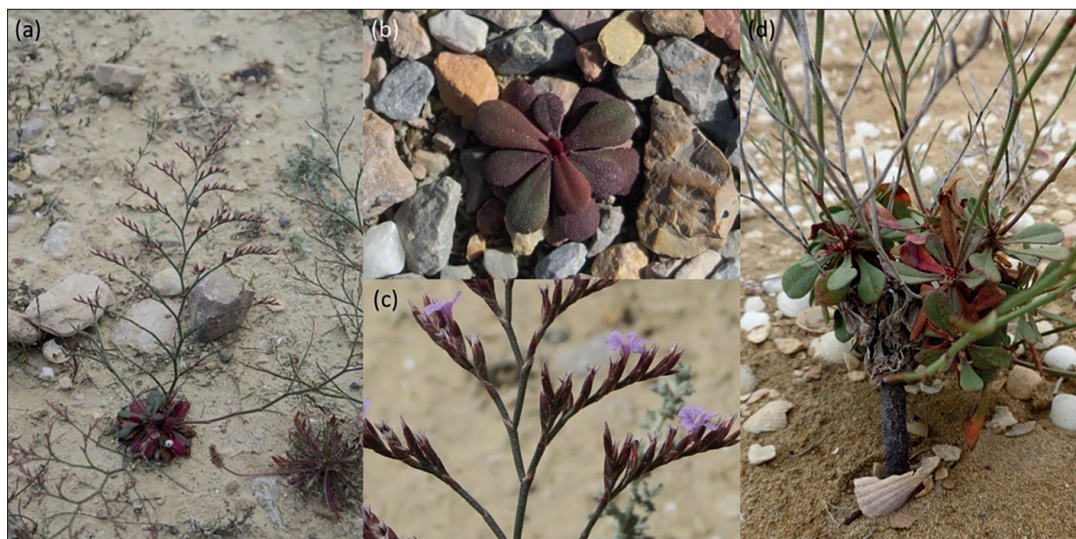


Figure 3 – *Limonium companyonis*: (a) port général, (b) rosette, (c) épillets © Cyllène Chatellier et (d) forme pérenne © Virginie Pons.

Figure 3 – *Limonium companyonis*: (a) general appearance, (b) rosette, (c) spikelets © Cyllène Chatellier and (d) perennial individual © Virginie Pons.

Présence des espèces dans les différents grands types d'habitats

Typiquement halophiles, les deux espèces se développent sur le littoral méditerranéen dans divers milieux (Tison *et al.* 2014) et sont largement représentées au sein de la mosaïque d'habitats autour des lagunes et des salins du territoire du PNR-NM.

M. diffusum se trouve dans une gamme de milieux de steppes salées très pionnières ou plus densément colonisées par des salicornes, dans les fourrés halophiles clairsemés et denses et en prés salés avec une communauté moins halophile (figure 4). Cette espèce est présente au sein des trois faciès de fourrés halophiles classiques que l'on rencontre dans les massifs dunaires et sur les pourtours des salins – steppes salées méditerranéennes (*Limnietalia*) (code Natura 2000 : 1510), fourrés halophiles méditerranéens et thermoatlantiques (*Sarcocornietea fruticosi*) (code Natura 2000 : 1420) et prés salés méditerranéens (*Juncetalia maritimi*) (code Natura 2000 : 1410) – et elle est détectée au sein d'un faciès très rare de fourrés halophiles à *M. diffusum* (Nymphalis 2021 ; Anonyme 2021a). Ce nouveau faciès en diffère par une présence dominante de *Myriolimon diffusum* qui ne se développe que de manière minoritaire dans les précédents habitats. Sa prédominance en fait une espèce structurante, ce qui nécessite la création d'une typologie propre à ce faciès. Cet habitat n'est pas répertorié dans les nomenclatures EUNIS et Natura 2000, il a été cartographié (Nymphalis 2021) en le différenciant des autres fourrés halophiles par un code spécifique (EUNIS : A2.528B,

EUR 28 : 1420-2B). Les secteurs les plus remarquables, où l'espèce constitue ce faciès original, sont localisés de part et d'autre du lido et autour des anciens salins, sur substrat limono-argileux demeurant toujours humide et salé, c'est-à-dire au niveau topographique inférieur ou intermédiaire à inondation régulière et prolongée par des eaux salées (Pount & Revel 1982), avec une végétation soit dense soit plus clairsemée. Dans ce dernier type de milieu, elle se trouve dans une position pratiquement conforme à celle d'une steppe salée.

L. companyonis affectionne les milieux plutôt secs et lumineux (figure 5). Nos observations préliminaires ont permis de constater qu'elle se développe le long d'un gradient d'anthropisation, recouvrant une large diversité d'habitats salins littoraux, allant des steppes salées et des dunes aux digues, garrigues ainsi que milieux perturbés.

Étude de la niche à fine échelle sur les gradients de grands types d'habitats

À partir de nos observations ci-dessus, nous avons sélectionné un site par type d'habitat pour l'étude de la niche à fine échelle. Dans chaque site, nous avons utilisé trois quadrats en les plaçant suivant trois critères d'homogénéité concernant la composition floristique, la couverture végétale et la topographie (Laurent *et al.* 2017). Les quadrats ont été espacés de 5 m minimum, pour échantillonner de manière représentative des variations du site tout en restant dans le cœur de population. Les mesures ont donc été réalisées autour d'individus sélectionnés aléatoirement, et non

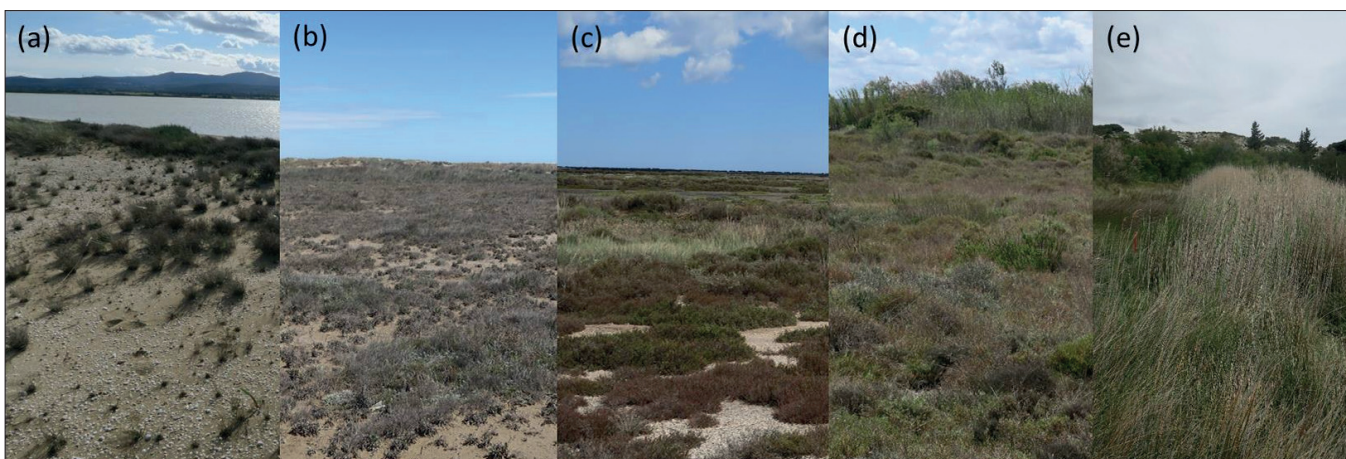


Figure 4 – Les grands types d'habitats étudiés sur un gradient de salinité pour les populations de *Myriolimon diffusum*. Steppes salées (a) D1: claires et (b) D2: denses, fourrés halophiles (c) D3: claires et (d) D4: denses et (e) D5: prés salés. © Cyllène Chatellier.

Figure 4 – The different broad habitat types studied for the populations of *Myriolimon diffusum*. Salty steppes (a) D1: clear and (b) D2: dense, halophilic thickets (c) D3: clear and (d) D4: dense and (e) D5: salty meadows. © Cyllène Chatellier.

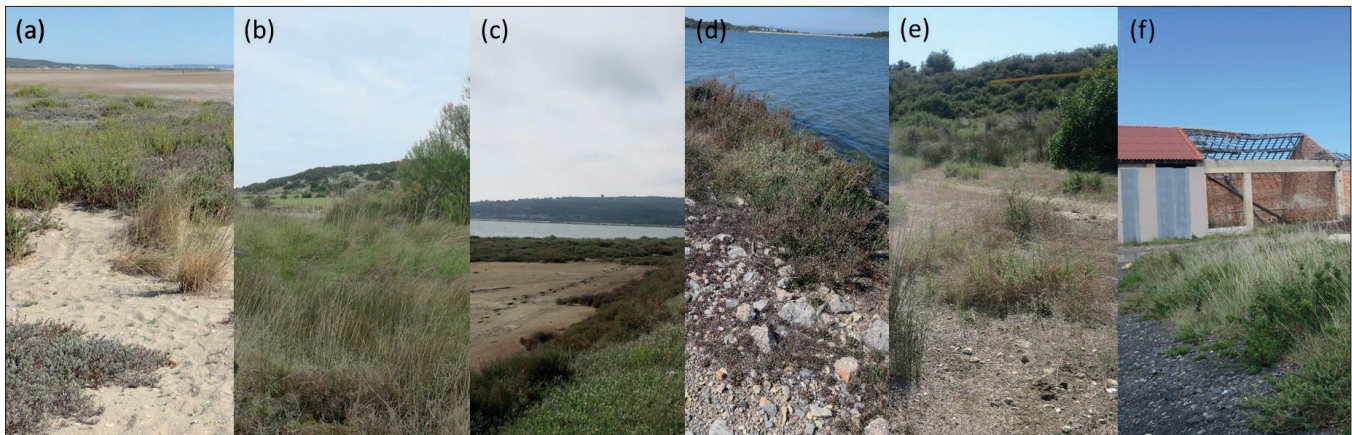


Figure 5 – Les grands types d’habitats étudiés sur un gradient d’anthropisation croissant pour *Limonium companyonis*. Des sites les plus naturels (a) C0: dune fixée (b) C1: pré salé (c) C2: fourré halophile, aux sites les plus anthropisés (d) C3: digue (e) C4: bordure de chemin en garrigue et (f) C5: bordure de parking. © Cyllène Chatellier.

Figure 5 – The different broad habitat types studied for *Limonium companyonis* along an increasing anthropisation gradient, from the most natural sites (a) C0: fixed dunes, (b) C1: salty meadows, (c) C2: halophilic thickets, to the most anthropised sites (d) C3: dike, (e) C4: edge of a path in shrub vegetation et (f) C5: edge of a parking © Cyllène Chatellier.

aléatoirement au sein de l’aire de présence. La taille du quadrat dépendant de l’espèce étudiée a été choisie afin d’englober au moins trois de ses individus.

Pour *Myriolimon diffusum*, chaméphyte buissonnant pouvant recouvrir plus de 1 m², des quadrats de 2 × 2 m ont été utilisés. Nous avons étudié cinq sites le long d’un gradient de couverture de végétation et de salinité allant des steppes salées aux prés salés : D1 en steppe salée claire, D2 en steppe salée dense, D3 en fourré halophile clair, D4 en fourré halophile dense et D5 en pré salé (figure 4).

Concernant *Limonium companyonis*, dont les rosettes mesurent seulement 5 à 10 cm de circonférence, des quadrats de 1 × 1 m ont été choisis. Nous avons sélectionné six sites, trois dans des milieux faiblement anthropisés, C0 sur une dune fixée littorale, C1 en pré salé et C2 en fourré halophile, et trois dans des milieux à anthropisation forte, C3 sur une digue, C4 sur un chemin en garrigue et C5 en bordure de parking (figure 5).

Pour les deux espèces, dans chaque quadrat, nous avons relevé le point GPS et dressé la liste des espèces végétales présentes. Les quadrats ont ensuite été divisés en 100 points contacts (sous-maillages de 10 × 10 cm pour les quadrats de 1 m², 20 × 20 cm pour ceux de 4 m²). Suivant la méthode d’inventaire par points contacts (Fiers 2004), une tige a été glissée dans la végétation à chaque point d’intersection des sous-maillages. Pour chaque point contact, a été notée la présence (1) ou l’absence (0) des espèces contactées. Ont également été notés : roche (> 25 cm), pierres (2,5-25 cm), graviers (0,5-2,5 cm), sol nu

et litière au sol. Pour chaque quadrat, nous avons effectué un prélèvement de sol sur une profondeur de 5 à 10 cm afin d’analyser différentes données édaphiques : conductivité (µS/cm), pH, capacité au champ (%), rétention (%), matière organique (MO %), azote (N %), carbone (C %) et rapport C/N. Les échantillons ont été tamisés à 2 cm et à 0,2 cm puis séchés à 40 °C pendant 48 heures. Pour chaque échantillon, nous avons dilué 15 g de sol sec dans 30 ml d’eau distillée. Les flacons ont ensuite été agités pendant 20 minutes, puis centrifugés pour séparer les phases (10 minutes). Nous avons récupéré le surnageant pour mesurer le pH et la conductivité à l’aide d’un Eutech CyberScan. La capacité de rétention en eau a été calculée comme le pourcentage d’eau restant dans un sol préalablement séché à 40 °C en séchant à nouveau l’échantillon à 105 °C pendant 4 heures. Les composants organiques ont été estimés comme le pourcentage de matières perdues après combustion des échantillons secs à 500 °C pendant 6 heures.

Les communautés végétales ont été analysées en termes de diversité en s’appuyant sur les indices de diversité alpha de Shannon-Weaver.

Pour analyser les paramètres qui décrivent le mieux la niche de ces espèces à l’échelle des individus, nous avons d’abord identifié les facteurs contribuant le plus à leurs variations de fréquence. Pour cela, nous avons réalisé une analyse en composantes principales (ACP) sur les variables biotiques et abiotiques. Cette approche ne permet pas d’identifier les variables qui ont une influence significative sur la fréquence de l’espèce,

mais permet d'évaluer la contribution de chacune des variables aux variations du jeu de données. Elle permet également d'identifier, dans un cercle de corrélation, les facteurs environnementaux (et éventuellement les facteurs biotiques, par exemple la diversité des communautés) corrélés avec la fréquence des taxons cibles. Une classification hiérarchique a ensuite été réalisée sur les résultats de l'ACP pour identifier des groupes d'objets similaires (quadrats présentant des facteurs de niche similaires) dans le jeu de données, et ainsi modéliser graphiquement des clusters. Ces clusters permettent de visualiser la structure multidimensionnelle de la niche et d'y détecter une éventuelle diversité.

Nous avons réalisé ensuite un modèle linéaire généralisé (GLM) puis un Stepwise test sur les résultats du GLM afin d'identifier les variables qui résument le mieux la niche écologique. Enfin, pour savoir si la fréquence des taxons cibles, ainsi que les valeurs des facteurs résumant le mieux la niche écologique de ces taxons, correspondaient à des différences entre types d'habitats, nous avons utilisé un test de Dunn de comparaison par paire avec un ajustement de Bonferroni. À l'issue de ces comparaisons, nous avons identifié les valeurs des facteurs environnementaux présentant une différence significative entre les sites.

Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel RStudio, à l'aide de divers packages : FactoMineR (Lê *et al.* 2008), dendextend (Galili 2015), cluster et vegan (Oksanen & Blanchet 2020).

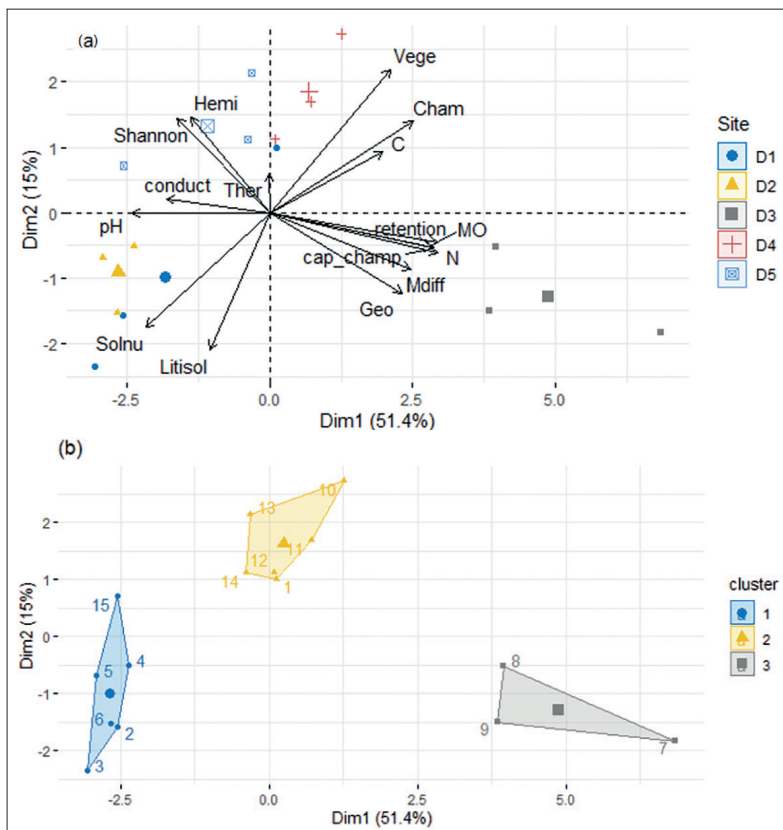


Figure 6 – (a) Corrélogramme issu de l'analyse par ACP sur les variables de niche pour *Myriolimon diffusum*. Les facteurs inclus comprennent les paramètres édaphiques (pH, conductivité, taux de carbone, de nitrate, taux de matière organique, capacité au champ et capacité de rétention en eau), les types de couverts (végétal, litière au sol, sol nu), les variables de diversité biotique (indice de diversité de Shannon, fréquence des chaméphytes, thérophytes, hémicryptophytes et géophytes), ainsi que la fréquence de l'espèce cible (Mdiff). (b) Position des quadrats et des trois clusters de niche selon les résultats de l'HCPC pour *Myriolimon diffusum*.

Figure 6 – (a) Correlelogram produced by PCA for *Myriolimon diffusum*. The variables used in the study are those related to soil composition (pH, conductivity, carbon, organic matter and nitrate content, field capacity and water retention capacity), cover variables (plant, litter, mineral and bare soil cover) and biotic variables (Shannon diversity index, frequency of growth form types and frequency of the study species). (b) Position of the quadrats and the three clusters of different types of niche produced by HCPC analysis for *Myriolimon diffusum*.

Résultats

Analyse de la niche à fine échelle

Myriolimon diffusum

L'ACP a permis d'identifier trois clusters de types de niche différents en lien avec deux dimensions principales (figures 6a et 6b). L'axe principal explique 51 % de la variation au sein du jeu de données et est principalement corrélé à la variation du pH. Le second axe, représentant 15 % de la variation, oppose les sites à fort couvert végétal à ceux présentant un couvert peu dense, voire du sol nu.

Le type de niche 1 réunit la majorité des quadrats des sites D1 (steppe salée claire) et D2 (steppe salée dense). Ce cluster est caractérisé par un pH élevé ainsi qu'une forte couverture de sol nu. Le substrat sableux est particulièrement drainant, ce qui peut expliquer une capacité de rétention légèrement inférieure à celle des autres sites ; associé à la faible couverture végétale, on constate un faible taux de matière organique (tableau 1). Ces deux sites de steppe salée sont proches du niveau de la mer, ce qui peut expliquer une forte conductivité. Ce cluster comprend les quadrats avec les plus faibles fréquences de *M. diffusum* et une couverture dominante d'*Arthrocnemum macrostachyum*.

Le type de niche 2 réunit la majorité des quadrats des sites D4 et D5 correspondant aux milieux de types pré salé et fourré halophile clair. Ce cluster se distingue principalement

Tableau 1 – Moyenne des facteurs descriptifs par site des trois types de niches fines de (a) *Myriolimon diffusum* et (b) *Limonium companyonis*. Seuls les facteurs identifiés par l'ACP comme contribuant fortement au jeu de données et ceux identifiés par le Stepwise test comme résumant le mieux le jeu de données sont présentés.

Tableau 1 – Average of the descriptive factors for the three fine niche types of (a) *Myriolimon diffusum* and (b) *Limonium companyonis*. Only factors identified by PCA as strongly contributing to the dataset and those identified by the stepwise test as best summarizing the dataset are presented.

Site	Milieu	Fréquence espèce	Couvert au sol ²	Cooccurrence	Conductivité (µS/cm)	pH	Matière organique (%) ²	Nitrate (%) ^{1,2}	Capacité de rétention (%) ¹	Diversité Shannon ^{1,2}
<i>Myriolimon diffusum</i>										
D1	Steppe salée claire	28,89	Sol nu	<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	14 924,0	7,85	2,94	0,06	32,26	1,05
D2	Steppe salée dense	24,18	Sol nu	<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	14 650,5	7,92	2,57	0,04	30,22	1,30
D4	Fourré halophile clair	29,92	Végétation et litière	<i>Arthrocnemum macrostachyum</i> <i>Halimione portulacoides</i>	14 474,5	7,75	3,74	0,13	35,6	1,43
D5	Pré salé	32,17	Végétation et litière	<i>Arthrocnemum macrostachyum</i> <i>Juncus maritimus</i>	14 044,2	7,78	3,06*	0,07	31,00	1,27
D3	Fourré halophile dense	64,31	Végétation et litière	Dominance <i>M. diffusum</i> Présence d' <i>E. acuta</i>	9 787,7	7,56	6,10	0,38	47,48	0,76
<i>Limonium companyonis</i>										
C2	Fourré halophile	0,51	Litière au sol	<i>Halimione portulacoides</i>	5 949,04	7,85	3,17	0,12	32,83	0,31
C3	Digue	0,35	Pierre	<i>Catapodium marinum</i>	780,95	8,26	2,86	0,06	32,21	1,00
C0	Dune fixe	0,47	Sol nu	<i>Ammophila arenaria</i> <i>Limonium virgatum</i>	389,09	7,89	2,86	0,04	19,99	0,62
C1	Pré salé	0,15	Litière au sol	<i>Elytrigia acuta</i> <i>Halimione portulacoides</i>	9 217,84	7,69	3,56	0,42	34,30	1,30
C5	Parking	0,06	Gravier	<i>Elytrigia acuta</i> <i>Plantago maritima</i>	2 394,87	7,80	2,93	0,11	26,71	1,33
C4	Garrigue à ciste	0,08	Litière au sol	<i>Elytrigia acuta</i> <i>Pistacia lentiscus</i>	4 489,41	7,56	4,52	0,30	38,27	1,33
¹ Résultats du Stepwise test : facteurs résumant significativement le jeu de données de niche de <i>Myriolimon diffusum</i> ($p < 0,05$). ¹ Stepwise test results: factor significantly summarizing the given <i>Myriolimon diffusum</i> niche set ($p < 0,05$). ² Résultats du Stepwise test : facteurs résumant significativement le jeu de données de niche de <i>Limonium companyonis</i> ($p < 0,05$). ² Stepwise test results: factor significantly summarizing the given niche set of <i>Limonium companyonis</i> ($p < 0,05$).										

par un sol relativement riche en matière organique et par une couverture végétale dense (tableau 1). Ces deux types de milieux sont aussi associés à un pH et à une conductivité plus faibles que ceux des stations de steppes salées. Ces conditions s'expliquent par la surélévation des stations de prés salés et fourrés halophiles par rapport au niveau d'eau du salin qui facilite l'installation d'une végétation plus diversifiée. L'indice de diversité le plus élevé est d'ailleurs observé au sein du fourré halophile clair (site D4). En matière d'espèces, le site D4 présente une forte cooccurrence avec *Halimione portulacoides*, tandis que le site D5 se distingue par une forte présence de *Juncus maritimus*, deux espèces typiques des prés salés.

Le type de niche 3 rassemble les quadrats du site D3 (fourré halophile dense). Ce cluster se caractérise par un pH faible et des taux de nitrate et de matière organique élevés (tableau 1). La conductivité et la diversité spécifique y sont nettement plus faibles que dans les clusters 1 et 2. Ce cluster comprend la plus forte fréquence de *Myriolimon diffusum* qui est dominant sur l'ensemble des quadrats. Le couvert au sol, dominé par la litière végétale, est constitué principalement de hampes desséchées, résidus des saisons précédentes. C'est l'unique site sur lequel se trouve *Elytrigia acuta*, espèce inféodée aux milieux dunaires enrichis en nutriments.

Le Stepwise test, réalisé sur les résultats du GLM, a permis d'identifier trois facteurs jouant un rôle significatif ($p < 0,05$) et pouvant

ainsi être considérés comme des éléments constitutifs de la niche, d'une part, et potentiellement indicateurs des préférences écologiques de l'espèce, d'autre part : la capacité de rétention, le taux de nitrate et l'indice de diversité de Shannon (tableau 1).

Limonium companyonis

L'ACP a permis d'identifier trois clusters de types de niche différents en lien avec les deux principales dimensions (figures 7a et 7b). L'axe principal explique 33 % de la variation au sein du jeu de données et est principalement corrélé à la variation du taux de matière organique et à la conductivité. Le second axe explique 18,7 % de la variation et est, quant à lui, corrélé avec le type de

couvert au sol, opposant les sites présentant un couvert de type pierreux à ceux avec un couvert important de litière au sol et de sol nu.

Le type de niche 1 réunit les quadrats des sites C3 (digue) et C2 (fourré halophile). Le site C3 est caractérisé par un couvert de pierre dominant, tandis que le site C2 présente un couvert principalement constitué de litière au sol. Le pH est élevé pour les deux sites, probablement en raison du substrat calcaire (tableau 1). Le substrat pierreux est particulièrement pauvre. Sur l'ensemble des sites, C3 et C2 comptent parmi ceux ayant de faibles indices de diversité. Il est important de noter que le milieu de type fourré halophile se situe en pied de digue, sur des sols constitués en partie des pierres concassées et utilisées pour la construction des digues. Ce type de sol est particulièrement drainant, et le faible taux de couvert végétal ne permet pas de limiter les effets de lessivage du sol dû aux précipitations.

Le type de niche 2 réunit la majorité des quadrats des sites C0 (dune), C1 (pré salé) et C5 (parking). Les trois sites présentent des couverts minéraux contrastés : absent dans le site C0, le couvert de graviers est très faible pour le site C1 (présence sur un seul quadrat) et nettement dominant pour le site C5. Le cluster semble négativement corrélé à la conductivité, C1 présentant la conductivité la plus forte et C0 la plus faible.

Le type de niche 3 regroupe deux quadrats du site C4 (garrigue) et un quadrat du site C1 (pré salé). Le site C4 se caractérise par un fort taux de matière organique et une capacité de rétention élevée. Il présente aussi une conductivité élevée, quoiqu'étant plus éloigné du niveau de la mer que les autres sites (tableau 1). On y constate une forte diversité spécifique, avec une nette dominance d'*Elytrigia acuta* sous couvert de *Pistachia lentiscus*. Cette dernière espèce tolère la salinité, mais constitue un indicateur marquant une transition écologique entre les garrigues proches des salins et les pinèdes de l'intérieur de l'île.

Le Stepwise test a permis d'identifier quatre facteurs significatifs ($p < 0,05$) résumant les données de la niche fine (tableau 1) : le taux de nitrate, la diversité végétale, le type de couvert et le taux de matière organique. Parmi ces facteurs, les deux premiers montrent des différences significatives ($p < 0,05$) entre les sites.

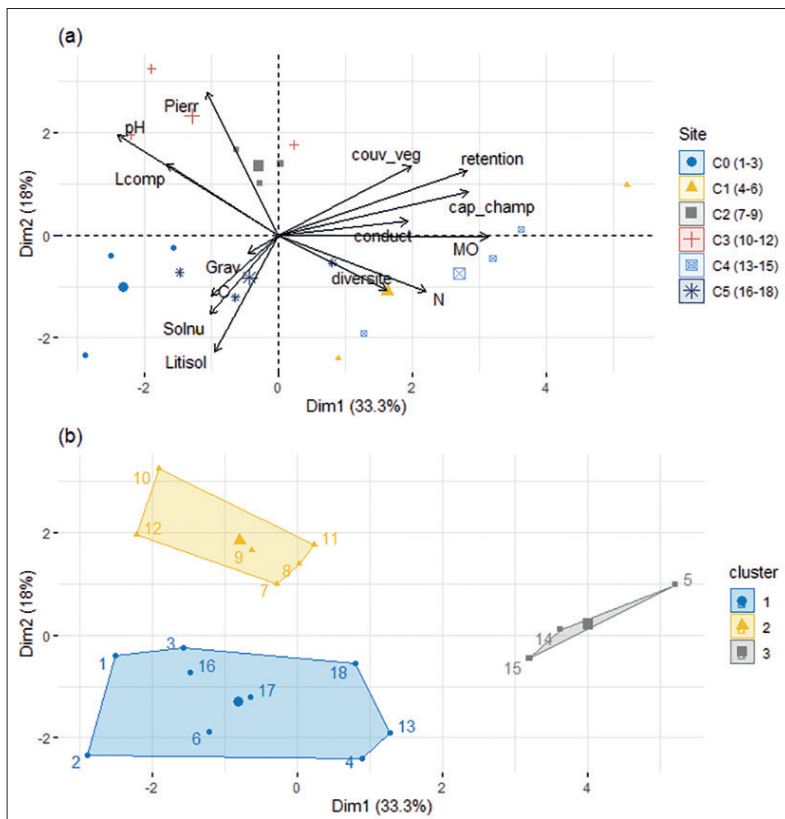


Figure 7 – (a) Corrélogramme issu de l'analyse par ACP pour *Limonium companyonis*. Les facteurs inclus comprennent les paramètres édaphiques (pH, conductivité, taux de carbone, de nitrate, taux de matière organique, capacité au champ et capacité de rétention), les types de couverts (végétal, litière au sol, sol nu, pierres et graviers), la diversité biotique (indice de diversité de Shannon), ainsi que la fréquence de l'espèce cible (Lcomp.). (b) Position des quadrats et des trois clusters de niche selon les résultats de l'HCPC pour *Limonium companyonis*.

Figure 7 – (a) Correllelogram produced by PCA for *Limonium companyonis*. The variables used in the study are those related to soil composition (pH, conductivity, carbon, organic matter and nitrate content, field capacity and water retention capacity), cover variables (plant, litter, mineral and bare soil cover) and biotic variables (Shannon diversity index and frequency of the study species). (b) Position of the quadrats and the three clusters of different types of niche produced by HCPC analysis for *Limonium companyonis*.

Variation d'abondance en lien avec la niche écologique

Concernant *M. diffusum*, le test de Kruskal-Wallis s'est révélé significatif uniquement pour le taux de nitrate ($p < 0,05$) (figure 8), et le test de Dunn ($p < 0,05$) permet de distinguer le site du fourré halophile dense (D3) des sites D1, D2 et D5. Avec la plus forte fréquence de *Myriolimon diffusum*, D3 comporte également le taux de nitrate le plus élevé (tableau 1), ce qui semble indiquer une tendance nitrophile de l'espèce.

Concernant *L. companyonis*, sa fréquence est plus élevée (test de Dunn $p < 0,05$) dans les sites C0 (dune) et C2 (fourré halophile) que dans les sites les plus anthropisés, C4 et C5 (figure 9a). La diversité végétale permet de distinguer les stations où elle est forte, C1, C4 et C5, de C2 où elle est très faible (figure 9b). Avec des taux de nitrate et de matière organique significativement plus élevés que ceux de l'ensemble des autres sites, le site C4 se distingue également par une faible fréquence de l'espèce. Le nitrate pourrait être un facteur limitant pour son développement.

Enfin, la phase de terrain a permis d'identifier une variation du type biologique de *L. companyonis* en fonction du type d'habitat sur lequel elle évolue. Chaméphyte sur substrat sableux et riche en litière avec un taux de nitrate faible (C0), elle devient hémicryptophyte dans les sites subnaturels intermédiaires comportant un taux de nitrate moyen (C1, C2) et plutôt thérophyte sur substrat artificiel composé majoritairement de roches et couvert de graviers avec un pH plus acide et un taux de nitrate élevé (C3, C4, C5).

Figure 9 – Résultats du test de Kruskal-Wallis et du test post hoc de comparaisons multiples de Dunn, montrant une différence significative de (a) la fréquence spécifique et (b) l'indice de diversité de Shannon entre les grands types d'habitats de *Limonium companyonis* (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$). Les barres horizontales centrales des boxplots sont les taux médians. Les limites inférieures et supérieures des boîtes correspondent respectivement au premier et au troisième quartile.

Figure 9 – Results of the Kruskal-Wallis test and Dunn's post hoc multiple comparisons test, showing a significant difference in (a) the specific frequency and (b) Shannon's diversity index between the major habitat types of *Limonium companyonis*. (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$). The central horizontal bars of the boxplots are the median data. The lower and upper limits of the boxes correspond to the first and third quartile respectively.

Discussion

Notre étude concerne des habitats qui, étant largement affectés par un contexte mondial de dégradation et de perte de zones humides littorales, liées à leur assèchement et leur artificialisation (Gedan *et al.* 2009), ne persistent

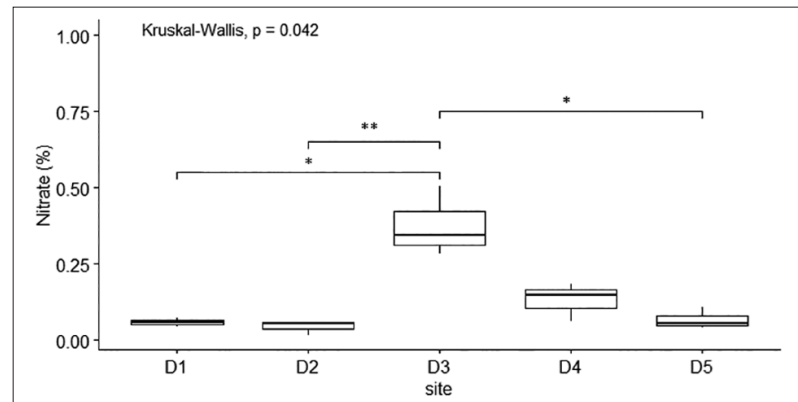
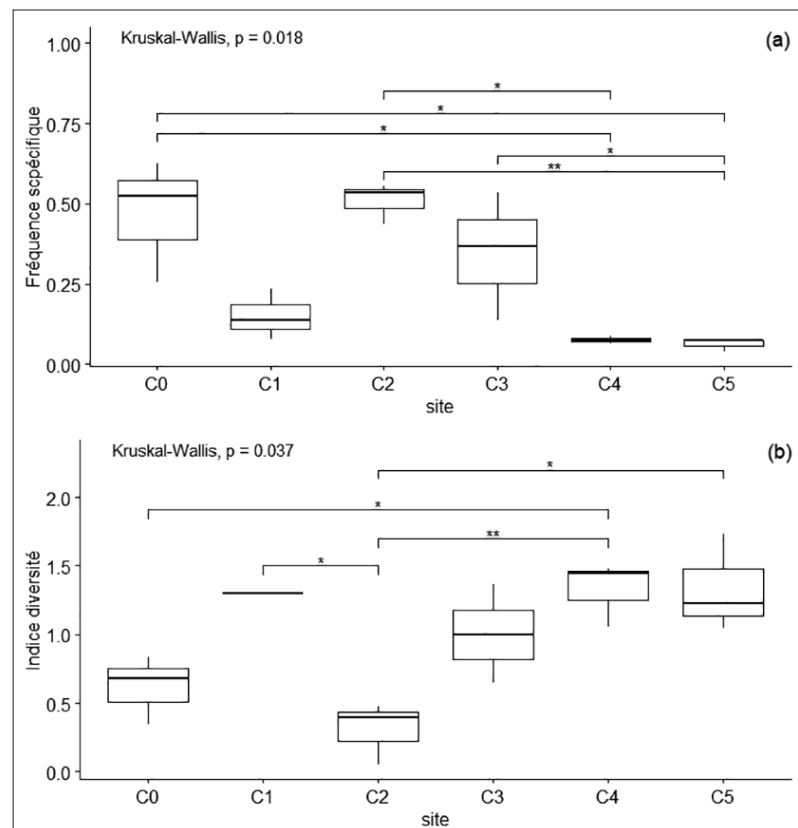


Figure 8 – Résultat du test de Kruskal-Wallis et du test post hoc de comparaisons multiples de Dunn, montrant une différence significative des taux de nitrate entre les grands types d'habitats de *Myriolimon diffusum* (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$). Les barres horizontales centrales des boxplots sont les taux de nitrate médians. Les limites inférieures et supérieures des boîtes correspondent respectivement au premier et au troisième quartile.

Figure 8 – Result of the Kruskal-Wallis test and Dunn's post hoc multiple comparison test, showing a significant difference in nitrate levels between the major habitat types of *Myriolimon diffusum* (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$). The central horizontal bars of the boxplots are the median nitrate levels. The lower and upper limits of the boxes correspond to the first and third quartile respectively.



plus que pour partie. Historiquement, l'exploitation des salins s'est accompagnée d'une restructuration importante des zones humides, entraînant une forte régression des milieux naturels. Les marais salés méditerranéens sont composés néanmoins d'une mosaïque d'habitats très hétérogènes et riches en biodiversité, avec des facteurs climatiques et physico-chimiques contraignants, sur des gradients très forts de salinité, de submersion et de sécheresse (Grillas 1990; Grillas *et al.* 1993; Álvarez-Rogel *et al.* 2000; Baumberger *et al.* 2012a, b, c). Cette mosaïque spatiale et sa dynamique temporelle représentent un contexte favorable pour l'étude de la niche des espèces végétales patrimoniales, au travers de transitions entre différents grands types de milieux en lien avec leur fonctionnalité et les pratiques de gestion, y compris la non-intervention. Notre étude de la niche à fine échelle de deux espèces endémiques, *Myriolimon diffusum* et *Limonium companyonis*, à travers deux gradients du milieu a permis d'identifier des facteurs potentiellement déterminants pour leur gestion en lien avec les variations du milieu le long de ces gradients. L'analyse des facteurs résumant au mieux la niche écologique permet de définir un ensemble de paramètres à mesurer pour identifier des habitats favorables au développement de ces deux espèces.

Myriolimon diffusum évolue préférentiellement dans des milieux halonitrophiles, riches en matière organique et ayant une forte capacité de rétention en eau. Ces caractéristiques correspondent aux fourrés halophiles denses, où l'espèce est la plus abondante. Elles sont aussi celles des fourrés halophiles récemment reconnus en tant que faciès à *M. diffusum*. Ce faciès très original est limité au littoral audois et n'a pas encore été décrit dans les grands référentiels d'habitats (type EUNIS et Natura 2000). *M. diffusum* est aussi présente dans les fourrés halophiles plus clairs et moins denses et il serait important de pouvoir gérer ces habitats afin qu'ils puissent évoluer vers les situations où cette espèce est plus abondante, voire structurante. L'arrêt de la gestion hydraulique, aujourd'hui toujours maintenue dans d'anciens salins, permettrait un enrichissement progressif du milieu dû à la recolonisation par des espèces chaméphytes telles que *Sarcocornia perennis*. Cette dynamique d'enrichissement pourrait favoriser la progression du milieu vers des conditions écologiques favorables au développement de *M. diffusum*.

M. diffusum pousse plus ponctuellement dans des milieux de type steppes salées (très similaires au faciès de fourrés halophiles à *M. diffusum*) où les populations restent toutefois moins denses et semblent avoir des difficultés à se développer. Dans ce contexte de steppes salées, *M. diffusum* évolue préférentiellement dans les zones de transition entre milieux fortement halophiles (steppes) et milieux plus riches en matière organique (prés salés). Ces zones légèrement surélevées par rapport aux fonds de steppes salées sont moins soumises à l'influence de la variation du niveau d'eau saline. Ces taches présentent une couverture végétale importante qui favorise l'apport en matière organique ainsi que la rétention en eau, caractéristiques structurantes de la niche de *M. diffusum*. *M. diffusum* ne semble pas coloniser de manière dynamique les prés salés, probablement en raison d'une trop forte compétition avec des espèces dominantes telles qu'*Elytrigia acuta* et *Arthrocnemum macrostachyum*, ainsi que d'une augmentation de la fermeture du milieu.

Limonium companyonis se développe sur des sols alcalins, pauvres en nutriments. Sur les digues et les zones fortement artificialisées avec un taux de sol nu et de couverture minérale équilibrés, les populations adoptent un rythme biologique annuel à bisannuel, sous forme de rosettes uniques, comme l'indiquent les restes d'anciennes inflorescences. Là, *L. companyonis* semble avoir du mal à se maintenir d'une année à l'autre comme en témoignent de nombreux individus non parvenus à floraison. Dans les stations les moins remaniées, notamment sur la station de dune fixée qui présente la physionomie la plus naturelle, les individus sont nettement vivaces et produisent des souches ligneuses vigoureuses. On peut supposer que ces différences de types biologiques, plutôt pérennes en milieux plus stables et plutôt annuels (rudéral) en milieux plus perturbés et anthropisés, s'expliquent par une adaptation de l'espèce à l'artificialisation des habitats littoraux. Cette variabilité, bien connue au niveau interspécifique, n'a été que très rarement documentée entre populations d'une même espèce.

L'artificialisation des zones littorales s'accompagne d'une nitrification des sols provoquée par les effluents de lagunages ainsi que certains effluents industriels, principales sources de nitrate et de nitrite dans les lagunes. En 2001, un suivi des paramètres trophiques dans l'eau des étangs de la Narbonnaise a ainsi mis en évidence des teneurs en nitrite

dépassant souvent 10 % de la forme nitrate dans l'étang de Bages-Sigean. Ces résultats suggèrent une eutrophisation d'origine urbaine ou industrielle (Souchu *et al.* 2001). La fréquence spécifique de *Limonium companyonis* semble négativement impactée par un fort taux de nitrate dans le sol. Les populations de l'étang de Bages-Sigean pourraient ainsi subir une forte réduction d'effectif si le phénomène de nitrification venait à augmenter. Dans l'optique de protéger cette espèce endémique, une prospection supplémentaire et un suivi du phénomène de nitrification des sols dans les lagunes pourraient être mis en place. À court terme, le passage des promeneurs est susceptible d'avoir un impact sur le développement de ces petites populations « rudérales » et l'objectif opérationnel prévu par le plan de gestion concernant l'amélioration des dispositifs de surveillance pourrait les préserver de l'impact potentiel de cette fréquentation.

Dans une précédente étude menée sur *Limonium girardianum*, l'approche à une échelle fine (quadrat de 1 m × 1 m) a permis d'identifier les caractéristiques structurantes de sa niche écologique. Chez *L. girardianum*, la niche s'exprime principalement par la spécificité du cortège floristique associé (Baumberger *et al.* 2012b) et par sa grande tolérance à la submersion (Baumberger *et al.* 2012c). L'identification de ce trait est essentielle dans la compréhension de l'espèce, surtout concernant l'émergence des plantules, dont la persistance dépend fortement des crues et des régimes de perturbations (Baumberger *et al.* 2012a). L'utilisation d'une méthode de caractérisation de la niche à une échelle très fine pour l'étude de *L. companyonis* a pu démontrer, une nouvelle fois, la pertinence d'une approche à cette échelle pour analyser l'écologie, le fonctionnement et la morphologie de l'espèce.

Depuis l'arrêt de la gestion hydraulique dans les anciens salins de la Réserve naturelle régionale de Sainte-Lucie en 2012, les fonds de bassins sont recolonisés par plusieurs espèces d'habitats patrimoniaux (fourrés halophiles, steppes salées), notamment dans la partie nord du lido. La conservation de cette dynamique naturelle par la non-intervention permet d'assurer la pérennité et la résilience de ces habitats, notamment dans un contexte de changement climatique et d'élévation du niveau de la mer (dynamique, maillage et abondance des stations en fonction de la topographie, de la nature des sols et des périodes

de submersion, associations d'espèces par milieu), comme on peut le lire dans le plan de gestion de la Réserve naturelle régionale de Sainte-Lucie (Anonyme 2021a, b). Dans ce contexte, notre étude souligne l'importance d'une approche visant à identifier les paramètres écologiques à une échelle plus fine que celle de type Natura 2000 et ce afin de mieux caractériser les exigences écologiques des espèces à enjeu très fort (*L. companyonis*), voire exceptionnel (*Myriolimon diffusum*).

Enfin, un travail sur les outils de communication et de sensibilisation de l'écologie des genres *Limonium* et *Myriolimon*, en complément d'une clé de détermination basée sur les traits végétatifs (Chatellier 2021), permettrait de renforcer la prise en compte et la valorisation de l'exceptionnelle diversité de ces genres à l'échelle du territoire du PNR-NM.

Remerciements

Cette étude a été réalisée dans le cadre du projet TRANECOL « Transitions écologiques et flore protégée : la gestion conservatoire à l'échelle de la niche », financé par le CeMEB de Montpellier et l'OFB et mené en partenariat avec le Parc naturel régional de la Narbonnaise en Méditerranée (PNR-NM). Nous remercions vivement les agents du PNR-NM (Jérôme Paoli, Antoine Segalen, Guilhem Molléra et Kattalin Fortuné-Sans) pour leur participation dans le choix des espèces et des sites pour cette étude, ainsi que pour leurs avis sur l'interprétation des observations. Nous remercions le Conservatoire du Littoral pour la permission d'accéder à ses différents sites et le personnel technique de la Plateforme d'analyse chimique en écologie du CeMEB basée au CEFÉ où les analyses de sols ont été réalisées.

Références bibliographiques

- Álvarez-Rogel, J., Alcaraz, F. & Ortiz, R. (2000). Soil salinity and moisture gradients and plant zonation in Mediterranean salt marshes of Southeast Spain. *Wetlands* 20, 357-372.
- Andrieu, E., Thompson, J.D. & Debussche, M. (2007). The impact of forest spread on a marginal population of a protected peony (*Paeonia officinalis* L.): the importance of conserving the habitat mosaic. *Biodivers. Conserv.* 16, 643-658.

- Andrieu, E., Fréville, H., Besnard, A., Gauthier, P., Vaudey, V., Thompson, J.D. & Debussche, M. (2013). Forest-cutting rapidly improves the demographic status of *Paeonia officinalis*, a species threatened by forest closure. *Popul. Ecol.* 55, 147-158.
- Andrieu, E., Besnard, A., Fréville, H., Vaudey, V., Gauthier, P., Thompson, J.D. & Debussche, M. (2017). Population dynamics of *Paeonia officinalis* in relation to forest closure: from model predictions to practical conservation management. *Biol. Conserv.* 215, 51-60.
- Angert, A.L. (2009). The niche, limits to species' distributions, and spatiotemporal variation in demography across the elevation ranges of two monkeyflowers. *PNAS* 106, 19693-19698. doi: 10.1073/pnas.0901652106.
- Anonyme (2021a). *Réserve naturelle régionale de Sainte-Lucie. Plan de gestion 2021-2030. Section A: État des lieux.*
- Anonyme (2021b). *Réserve naturelle régionale de Sainte-Lucie. Plan de gestion 2021-2030. Sections B&C: Plan de gestion.*
- Baumberger, T., Affre, L., Croze, T. & Mesléard, F. (2012a). Habitat requirements and population structure of the rare endangered *Limonium girardianum* in Mediterranean salt marshes. *Flora* 207, 283-293.
- Baumberger, T., Croze, T., Affre, L. & Mesléard, F. (2012b). Co-occurring species indicate habitats of the rare *Limonium girardianum*. *Plant Ecol. Evol.* 145, 1-7.
- Baumberger, T., Mesléard, F., Croze, T. & Affre, L. (2012c). Effects of experimental submersion on survival, growth, and dry biomass allocation of the rare salt marsh plant *Limonium girardianum*. *Aquat. Bot.* 102, 65-70.
- Bykova, O., Chuine, I., Morin, X. & Higgins, S.I. (2012). Temperature dependence of the reproduction niche and its relevance for plant species distributions. *J. Biogeogr.* 39(12), 2191-2200. doi: 10.1111/j.1365-2699.2012.02764.x.
- Chatellier, C. (2021). *Caractérisation de la niche écologique de deux espèces endémiques du Parc naturel régional de la Narbonnaise en Méditerranée.* Licence 3 EDEN, Montpellier.
- Fiers, V. (2004). *Guide pratique – Principales méthodes d'inventaire et de suivi de la biodiversité.* RNF, Quétingny.
- Galili, T. (2015). Dendextend: an R package for visualizing, adjusting and comparing trees of hierarchical clustering. *Bioinformatics* 31, <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btv428>.
- Gazaix, A., Grillas, P., Papuga, G., Fontes, H., Sabatier, F., Pons, V., Gauthier, P. & Thompson, J.D. (2021). Ecological niche differentiation among six annual *Lythrum* species in Mediterranean temporary pools. *Oecologia* 197, 715-727. doi: 10.1007/s00442-021-05067-7.
- Gedan, K., Silliman, B.R. & Bertness, M.D. (2009). Centuries of human-driven change in salt marsh ecosystems. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 1, 117-141.
- Grillas, P. (1990). Distribution of submerged macrophytes in the Camargue in relation to environmental factors. *J. Veg. Sci.* 1, 393-402.
- Grillas, P., Garcia-Murillo, P., Geertz-Hansen, O., Marbá, N., Montes, C., Duarte, C.M., Tan Ham, L. & Grossmann, A. (1993). Submerged macrophyte seed bank in a Mediterranean temporary marsh: abundance and relationship with established vegetation. *Oecologia* 94, 1-6.
- Grubb, P.J. (1977). The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.* 52(1), 107-145. doi: 10.1111/j.1469-185x.1977.tb01347.x.
- Hutchinson, G.E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harb Symp Quant Biol* 22, 415-427. doi: 10.1101/SQB.1957.022.01.039.
- Souchu, P., Laugier, T., Dusserre, K. & Marobin, D. (2001). *Suivi des paramètres trophiques dans l'eau des étangs de la Narbonnaise*, Ifremer, PNR de la Narbonnaise, 41 p.
- Laurent, E., Delassus, L. & Hardegen, M. (2017). *Méthodes d'inventaire et de cartographie des groupements végétaux. Guide méthodologique.* Conservatoire botanique national de Brest.
- Lavergne, S., Thompson, J.D., Garnier, E. & Debussche, M. (2004). The biology and ecology of narrow endemic and widespread plants: a comparative study of trait variation in 20 congeneric pairs. *Oikos* 107(3), 505-518. doi: 10.1111/j.0030-1299.2004.13423.x.
- Lê, S., Josse, J. & Husson, F. (2008). FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *J. Stat. Soft.* 25(1), 1-18.
- Murru, V., Farris, E., Santo, A., Grillo, O., Piazza, C., Gaio, A., Bacchetta, G. & Thompson, J.D. (2021). Niche differentiation at multiple spatial scales on large and small Mediterranean Islands for the endemic *Silene velutina* Pourr. ex Loisel. (Caryophyllaceae). *Plants* 10, 2298. <https://10.3390/plants10112298>.
- Nymphalis (2021). *Inventaire et cartographie des habitats naturels et semi-naturels de la Réserve naturelle régionale de l'île de Sainte-Lucie.* Rapport d'expertise.
- Oksanen, J. & Blanchet, G. (2020). *Vegan community ecology package version 2.*
- Papuga, G., Gauthier, P., Pons, V., Farris, E. & Thompson, J.D. (2018). Ecological niche differentiation in peripheral populations: a comparative analysis of eleven Mediterranean plant species. *Ecography* 41, 1650-1664. <https://doi.org/10.1111/ecog.03331>.
- Perennou, C., Beltrame, C., Guelmami, A., Tomas Vives, P. & Caessteker, P. (2012). Existing areas and past changes of wetland extent in the Mediterranean region: an overview. *Ecologia Mediterranea* 38, 53-66.
- PNR-NM. (2015). *Plan de gestion des rives et île de l'Aute.*
- Pount, H. & Revel, J.C. (1982). Influence de la nappe phréatique sur la répartition d'une espèce en terrain salé *Limonium diffusum* (Pourret) Kuntze, Plumbaginaceae. *J. Biogeogr.* 9, 437-454.
- Silvertown, J. (2004). Plant coexistence and the niche. *Trends Ecol. Evol.* 19(11), 605-611. doi: 10.1016/j.tree.2004.09.003.
- Thompson, J.D. (2020). *Plant evolution in the Mediterranean. Insights for conservation.* Oxford University Press, Oxford.
- Tison, J.-M., Jauzein, Ph. & Michaud, H. (2014). *Flore de la France méditerranéenne continentale.* Naturalia Publications, Turriers.
- Tison, J.M. & de Foucault, B. (2014). *Flora Gallica.* Biotope, Mèze.

Effects of a single sewage sludge application and irrigation on the rehabilitation of forest vegetation on calcareous mining spoils in the Mediterranean region

Effets d'une application unique de boues de station d'épuration et de l'irrigation pour la réhabilitation de la végétation forestière sur les déblais miniers calcaires en région méditerranéenne

George BROFAS*, George MANTAKAS, Alexandra SOLOMOU

Institute of Mediterranean Forest Ecosystems, Hellenic Agricultural organization "DEMETER", Terma Alkmanos, 11528 Ilissia, Athens

* Corresponding author: glbrofas@gmail.com

Received: 2 Jan., 2023; First decision: 4 June, 2023; Re-submitted: 19 June, 2023; Accepted: 21 June, 2023

Abstract

Reclamation of mining spoils in Mediterranean region is often difficult, due to adverse ecological conditions and various methods are used to facilitate the establishment of woody vegetation. In this study, dried sewage sludge was applied at four rates (0, 40, 80, and 120 t ha⁻¹) in a field experiment on calcareous mining spoils in Central Greece to examine their effect on spoil properties and on survival and height growth of *Pinus halepensis* and *Cercis siliquastrum* plants used for the reforestation of the spoils. The effect of irrigation applied only in the first year was also examined. Spoil samples of the four treatments analyzed in the laboratory showed a progressive and significant improvement in nutrient content (e.g. N, P, K), with the increase in added sludge amounts.

Keywords: spoil improvement, *Pinus halepensis* Mill., *Cercis siliquastrum* L., reforestation, plant survival, plant growth.

Heavy metal concentrations also showed an upward trend but did not exceed the limits prescribed by the European Community (EC, 1986). Measurements of plant survival (%) in 2005, the first year after planting, recorded seedling losses for both species at the higher application rates of sewage sludge, without further changes in the following years. Height growth of both species was enhanced the first year by sludge addition. The last measurement in 2017, thirteen years after planting, showed that it had no effect on *P. halepensis*, while it continued to favor significantly the *C. siliquastrum* height growth, indicating a better response to the sludge addition. Irrigation applied during the first xerothermic period had no significant effect on the growth of the species but improved *C. siliquastrum* survival on the high sludge application. Our results suggest that, under these conditions, the lower rate of 40 t ha⁻¹ without irrigation represent the best balanced solution, as it improve nutritional status of the spoils, promote plants establishment without affecting survival, restrict environmental risks and reduce transportation costs.

Résumé

Le réaménagement des terrils miniers dans la région méditerranéenne est souvent difficile en raison des conditions écologiques défavorables et diverses méthodes sont utilisées pour faciliter l'établissement d'une végétation ligneuse. Dans cette étude, quatre quantités différentes de boues d'épuration (0, 40, 80 et 120 t ha⁻¹) ont été appliquées expérimentalement sur des terrils miniers calcaires en Grèce centrale pour examiner l'effet de ces traitements sur les propriétés des terrils et sur la survie et la croissance en hauteur des plantes de *Pinus halepensis* et *Cercis siliquastrum* utilisées pour leur reboisement. L'effet de l'irrigation, appliquée uniquement la première année, a également été examiné. Les échantillons de sol des quatre traitements, analysés au laboratoire, ont montré une amélioration progressive et importante en éléments nutritifs (N, P, K) avec l'augmentation des quantités de boues ajoutées. Les concentrations de métaux lourds ont également montré une tendance à la hausse sans toutefois dépasser les limites prescrites par la Communauté européenne (CE, 1986). Les mesures de survie des plantes (%) ont montré une augmentation de leur mortalité, pour les deux espèces, dans les traitements avec les quantités de boues d'épuration les plus élevées, la première année après la plantation (en 2005), sans autre changement les années suivantes. La croissance en hauteur des deux espèces s'est améliorée la première année par l'ajout de boues. La dernière mesure réalisée en 2017, treize ans après la plantation, a montré qu'elle n'avait aucun effet sur *P. halepensis*, alors qu'elle continuait à favoriser, de manière significative, la croissance en hauteur de *C. siliquastrum*, indiquant une meilleure réponse de l'espèce à l'apport de boues. L'irrigation appliquée au cours de la première période xérothermique n'a eu aucun effet significatif sur la croissance des espèces, tout en améliorant la survie de *C. siliquastrum* aux traitements avec la quantité de boues d'épuration la plus élevée. Nos résultats suggèrent que, dans ces conditions, la quantité la plus basse de boues (40 t ha⁻¹) sans irrigation représente la meilleure solution, car ce traitement améliore l'état nutritionnel des terrils, favorise l'établissement des plantes sans affecter leur survie, limite les risques environnementaux et réduit les coûts de transport.

Introduction

The conditions on sites disturbed by mining are often unfavorable and even prohibitive in some cases for the establishment of vegetation (Bradshaw & Chadwick 1980; Vega *et al.* 2005; Brofas 2014; Sarkar *et al.* 2017).

Mots clés : amélioration des terrils miniers, *Pinus halepensis* Mill., *Cercis siliquastrum* L., reboisement, survie des plantes, croissance des plantes.

In order to improve such surfaces and especially mine spoil tips, the use of various materials has been proposed among which sewage sludge is of special interest, as it is well supplied with essential plant nutrients and could substitute for mineral fertilizers (Abreu-Junior *et al.* 2017; Pérez-Gimeno *et al.* 2019; Halecki & Klatka 2021; Ye *et al.* 2022).

Sewage sludge incorporation usually improves the physical and chemical properties of mine spoils and increases their fertility (Sopper 1993; Brofas *et al.* 2000; Gardner *et al.* 2012; Wijesekara *et al.* 2016; Carabassa *et al.* 2018; Carabassa *et al.* 2020, Artico *et al.* 2020, Soria *et al.* 2021; Bai *et al.* 2022). In particular, its beneficial effect relates to the increase in the organic matter, the improvement of soil structure and soil water holding capacity (Brofas *et al.* 2000; Sarkar *et al.* 2017), the increase in biological activity (Fresquez & Lindeman 1982; Gardner *et al.* 2010) and the enrichment with nitrogen (N), phosphorus (P) and other macronutrients and trace elements (Sopper 1993; Brofas *et al.* 2000; Wijesekara *et al.* 2016). Regarding potassium (K), in some cases the addition of sludge has no effect on its concentration (Sopper 1993; Brofas *et al.* 2000), while in others an increase is observed (Bai *et al.* 2013). The improvement of soil properties, with the addition and increase of the incorporated amount of sludge in the seedbed, results in an increase in plant biomass production, number of plants/m² and plant cover on the ground (Brofas *et al.* 2000; Li *et al.* 2013; Carabassa *et al.* 2018; Eid *et al.* 2021). Concerning woody species, the incorporation of sludge generally enhances their installation (Sopper 1993; Carabassa *et al.* 2020; Bai *et al.* 2022). However, the results may differ depending on the amount and the quality of sludge, plant species, soil and climatic conditions, competition of herbaceous vegetation etc. (Roth *et al.* 1982; Sopper 1990; Sheedy 1997; Zagas *et al.* 2000; Larchevêque *et al.* 2006; Fuentes *et al.* 2007; Fuentes *et al.* 2010). Disadvantages of the sewage sludge use can be the contamination with heavy metals (Brofas *et al.* 2000; Alvarenga *et al.* 2015; Sharma *et al.* 2017), pathogens (Sidhu & Toze 2009; Gary *et al.* 2011; Alvarenga *et al.* 2015) and other chemical residues (Shinbrot 2012). Some of these adverse effects can be confined to accepted levels; others could be eliminated, with the appropriate treatment and by limiting the amount of used sludge. However, new experiments that will allow the effective use of sludge in mining restoration require further

research, especially in difficult Mediterranean climatic conditions where, as far as we know, similar studies are scarce.

In Greece, large quantities of sewage sludge are already being produced by wastewater treatment plants (Eurostat 2019) and its disposal is a serious problem in terms of use of new land and environmental risk. At the same time, large land areas disturbed by quarries and mines (Brofas 2014) remain barren of vegetation, mainly due to the prevailing adverse soil conditions. The use of the necessary sludge application rate for the reclamation of these surfaces could lead both to the improvement of soil conditions and to finding sludge disposal sites.

The aim of this study was to examine the effect of different quantities of a single sewage sludge application on improving the properties of calcareous mine spoils, as well as the long-term effects on the survival and growth of *P. halepensis* and *C. siliquastrum* planted on those spoils, with or without seedlings irrigation during the first year.

Material and Methods

General site description

The experiment was established on calcareous spoils, deposits from bauxite mining, in “Rodia” site at 580m altitude on SW slopes of Parnassos mountain, of Eleonas municipality in Central Greece. The area belongs to the Parnassos-Giona geological zone and consists of hard limestone. There is no meteorological station in the area but according to the bioclimatic maps of Greece (Mavrommatis 1980), it belongs to sub-humid bioclimatic zone with mild winter. The character of the bioclimate is the meso-mediterranean with 75-100 biologically dry days during the dry season. Annual precipitation, based on the rainfall map of Greece, can reach up to 600-800mm.

The experimental site lies in the evergreen broadleaf zone, at the *Quercus coccifera* L. biotope, just above the biotope of *Pistacia lentiscus* L., with dominant species being: *Q. coccifera*, *Juniperus oxycedrus* L., *Juniperus phoenicea* L., *Phillyrea media* L., *Olea oleaster* L., *Pistacia terebinthus* L., *Calicotome villosa* (Poir.) Link, *Phlomis fruticosa* L., and sporadic appearance of *Cercis siliquastrum* L.

The spoils derived from the fragmentation of the bauxite overburden limestone, where some small amounts of surface soil are mixed, contains fragments of every size, from thin clay powder to boulders. The fraction of thin material (< 2mm), accounting for approximately 28%, had a SL texture (Sand, 75%, Silt, 17%, Clay, 8%). These spoil deposits were created many years ago (1987) and remained bare of vegetation, with the exception of the scattered appearance of some herbaceous species, due mainly to difficult soil conditions.

The sewage sludge used comes from the treatment plant of Karditsa town, which receives mainly urban wastewater mixed with a small amount of industrial wastewater (0.8%). Entries undergo primary and secondary processing. Sludge is thickened in gravity tanks, its stabilization is aerobic and the dewatering is done in drying beds and mechanically with belt filter presses. There is no addition of any material and it is left for 6 months in restricted areas, before being delivered for agricultural use and as long as the heavy metals do not exceed the prescribed concentrations (EC 86). pH, organic matter and total heavy metal in the sludge are shown in Table 2.

Experimental design

Site preparation, including leveling and removal of large stones and boulders, was done by a bulldozer.

The experiment consisted of four treatments with three replications (blocks) and the experimental layout was full randomized blocks; the plot size was 24m². The four treatments were different quantities of sludge incorporated into the spoils, including: (a) no sludge-control, (b) 40 t dry weight ha⁻¹, (c) 80 t dry weight ha⁻¹ and (d) 120 t dry weight ha⁻¹ (Table 1). The sludge was spread homogeneously on the whole surface of each experimental plot and was incorporated into the soil at a depth of 30cm, using a small rotary cultivator.

To carry out the experiment two forest species were selected, one coniferous, *Pinus halepensis* Mill. and one deciduous broadleaf, *Cercis siliquastrum* that can grow in this vegetation zone and in relatively nutrient-poor soils.

A total of 24 experimental plots were established (9/12/2004) on the spoils, 12 of which were planted with one-year-old seedlings of *P. halepensis* grown in bags (1.2L) and the

Table 1 – Treatments of the first repetition.

120 t ha ⁻¹		80 t ha ⁻¹	
C.s-NI 8 seedlings	P.h.-NI 8 seedlings	C.s-NI 8 seedlings	P.h.-NI 8 seedlings
C.s-I 8 seedlings	P.h.-I 8 seedlings	C.s-I 8 seedlings	P.h.-I 8 seedlings
0 t ha ⁻¹		40 t ha ⁻¹	
C.s-I 8 seedlings	P.h.-I 8 seedlings	C.s-I 8 seedlings	P.h.-I 8 seedlings
C.s-NI 8 seedlings	P.h.-NI 8 seedlings	C.s-NI 8 seedlings	P.h.-NI 8 seedlings

C.s = *Cercis siliquastrum*, P.h. = *Pinus halepensis*, I = Irrigation, NI = Not Irrigation.

other 12 with one-year-old seedlings *C. siliquastrum* also grown in bags (1.2L). In each experimental plot, 16 seedlings were planted in four rows of four seedlings with spacing 1.50m between the rows and 1.00m on rows. In eight out of 16 seedlings, a drip irrigation system was installed and they were irrigated every 15 days with 10L of water, during the xerothermic period of the first year. Thus, for each plant species, the following sub-treatments emerged (Table 1) in total: 1. 0 t ha⁻¹ (control) without irrigation (NI), 2. 0 t ha⁻¹ (control) with irrigation (I), 3. 40 t ha⁻¹ (NI), 4. 40 t ha⁻¹ (I), 5. 80 t ha⁻¹ (NI), 6. 80 t ha⁻¹ (I), 7. 120 t ha⁻¹ (NI) and 8. 120 t ha⁻¹ (I).

Mine Spoil Sampling- Physical and Chemical Analysis

Two months after the trial establishment soil samples were taken from the top 30cm from all the experimental plots (4 treatments × 3 replications = 12 plots). From each plot the shape of which was a square, 5 subsamples along the diagonal of the square, were collected and made a composite sample. Soil analysis was performed at the Regional Laboratory for Agricultural Applications and Fertilizer Analysis of Central Greece. All mine spoil samples were air-dried and passed through a 2mm sieve. The texture analysis of the fraction of thin material (< 2mm) was carried out by the hydrometer method (Bouyoucos 1951). The pH (1:1 mine spoil: water ratio) was determined by glass electrode (Mc Lean 1982). Calcium carbonate (CaCO₃) was measured (%) with calcimeter. Organic carbon concentration was measured by wet oxidation (Nelson & Sommers 1982) and the organic matter (OM) content was found by multiplying the organic carbon by 1.72. Total nitrogen (N) was determined by the Kjeldahl method. The concentration of

available phosphorus (P) was determined by the molybdenum blue method in a NaHCO₃ extract (Olsen *et al.* 1954). Exchangeable magnesium (Mg²⁺) and potassium (K⁺) were extracted with 1M ammonium acetate solution (pH 7) in 1:10 (w/v) soil: extracting solution ratio and 1 h shaking time. The concentration of Mg in the extract was determined by atomic absorption spectrometry and that of K by atomic emission spectrometry. Heavy metals were extracted with 4M HNO₃ (Sposito *et al.* 1982) and their concentrations were measured with atomic absorption spectrometry.

Measurements and data analysis

Soil samples were taken two months after the trial establishment, while number of surviving plants and plant height in cm were measured in 2005, 2007, 2009, 2011 and 2017. Statistical analysis of data was performed using the IBM SPSS (IBM 2015) and the treatment means were compared by the least significant difference (LSD). Survival percentages were transformed with ARCSIN transformation prior to statistical analysis. Tree height growth data of both species were analyzed by repeated measures ANOVA (IBM 2015), in order to show the performance of the treatment differences over the years.

Results

Soil analysis

Results from the soil analysis (Table 3) showed that: spoil materials (control) had an alkaline pH, a high content of CaCO₃ and very low contents of organic matter and N. Concentrations of P and K were low and those of Mg to medium levels (Landon 1984). Texture analysis showed that the fraction of thin material (< 2mm), corresponding to an average of 28%, had a sandy loam texture (Sand 75%, Silt, 17% Clay, 8%).

With the increase in the incorporated sludge quantity, a gradual decrease in pH value, not significant, was observed, while organic matter and the concentrations of N, P, K and Mg showed a progressively significant increase (Table 3). Regarding heavy metals, only Ni decreased significantly in the treatments with added sludge compared to the control. On the other hand, concentrations of Cu, Zn, Cd, and Pb increased significantly

Table 2 – pH, organic matter and total heavy metal concentrations of sewage sludge used.

pH	O.M. %	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni	Cr
6.45	40	223.2	1152	1.52	147	78	65
Limit Values for Heavy-Metal Concentrations in Sludge for Use in Agriculture (EC 86)							
-	-	1000-1750	2500-4000	20-40	750-1200	300-400	-

Table 3 – Effects of sludge rates on certain chemical properties of mine spoils from samples collected in the upper 30 cm of plots after trial establishment.

Treatments	pH	CaCO ₃ %	Org. matter %	N %	P ppm	K	Mg
Control-0 t ha ⁻¹	7.93 ^a	41.35 ^a	0.31 ^a	0.022 ^a	4.24 ^a	19.70 ^a	38.93 ^a
40 t ha ⁻¹	7.51 ^a	21.33 ^a	2.37 ^{ab}	0.187 ^b	80.70 ^{ab}	51.28 ^{ab}	83.81 ^b
80 t ha ⁻¹	7.33 ^a	18.67 ^a	4.32 ^b	0.357 ^c	96.17 ^b	91.63 ^{bc}	123.40 ^c
120 t ha ⁻¹	7.13 ^a	21.67 ^a	4.99 ^b	0.407 ^d	102.83 ^b	119.06 ^c	170.56 ^d
Treatments	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni	Cr
Control-0t ha ⁻¹	120.56 ^a	12.66 ^a	31.73 ^a	0.05 ^a	17.46 ^a	241.38 ^a	39.20 ^a
40 t ha ⁻¹	124.78 ^a	27.48 ^b	116.11 ^b	0.19 ^{ab}	30.72 ^b	203.69 ^b	38.46 ^a
80 t ha ⁻¹	142.00 ^a	41.94 ^c	215.84 ^c	0.32 ^{ab}	41.93 ^c	190.97 ^b	42.31 ^a
120 t ha ⁻¹	158.70 ^a	52.63 ^c	286.51 ^d	0.38 ^b	51.10 ^c	202.36 ^b	49.14 ^a
Limit Values for Concentrations of Heavy-Metal in Soil (EC 86)							
-	-	50-140	150-300	1-3	50-300	30-75	-

Mean values in columns followed by the same letter are not statistically different in One Way ANOVA (P = 5%) analysis that was applied to the chemical results of soil samples.

with increasing sludge quantity (with the exception of Cr and Mn for which the increase was not significant).

Survival

Seedling survival of both species was affected the first year by sewage sludge application (Table 4). The high rates of sewage sludge (120 t ha⁻¹) had significantly reduced survival for *P. halepensis* while the control and 40 t ha⁻¹ had no losses at all. The same is true for *C. siliquastrum*. The first year irrigation had completely prevented losses in the high rates of sludge application for *C. siliquastrum*, but had no significant effect on *P. halepensis* survival (Table 4). The recorded rates of survival in the first year (2005) remained unchanged until the last measurement (2017).

Growth

Height growth of both species (Figures 1 & 2) in all treatments receiving sewage sludge was significantly higher than in no sewage sludge plots at the end of the first growing season (2005). However, the differences recorded in plant height were not proportional to the

Table 4 – *Pinus halepensis* and *Cercis siliquastrum* survival (%) one year after planting concerning the different sewage sludge and irrigation treatments applied.

Treatments	<i>Pinus halepensis</i>	<i>Cercis siliquastrum</i>
0 t ha ⁻¹ -NI**	100.00(90.00) ^a	100.00 (90.00) ^a
0 t ha ⁻¹ -I***	100.00(90.00) ^a	100.00(90.00) ^a
40 t ha ⁻¹ -NI	100.00(90.00) ^a	100.00(90.00) ^a
40 t ha ⁻¹ -I	100.00(90.00) ^a	100.00(90.00) ^a
80 t ha ⁻¹ -NI	98.00(83.10) ^{ab}	97.00(80.00) ^{ab}
80 t ha ⁻¹ -I	98.00(83.10) ^{ab}	100.00(90.00) ^a
120 t ha ⁻¹ -NI	85.00(67.41) ^b	94.00(76.20) ^b
120 t ha ⁻¹ -I	91.00(73.10) ^b	100.00(90.00) ^a

* The survival remained unchanged from the first (in 2005) to the last (in 2017) measurement, ** NI = Not irrigation, *** I = Irrigation. Figures in brackets are transformed percentages with the angular transformation. Means annotated with the same letter do not differ statistically at P = 5%.

various rates of sludge applied in the plot. Irrigation slightly improved plant height growth, but no significant differences were observed between irrigated and non-irrigated plants in each treatment, except that of 40 t ha⁻¹, where the difference was significant but was not maintained in subsequent years.

The effect of sewage sludge application on seedling growth changed through time. Regarding *P. halepensis*, a gradual decrease in the differences between treatments has

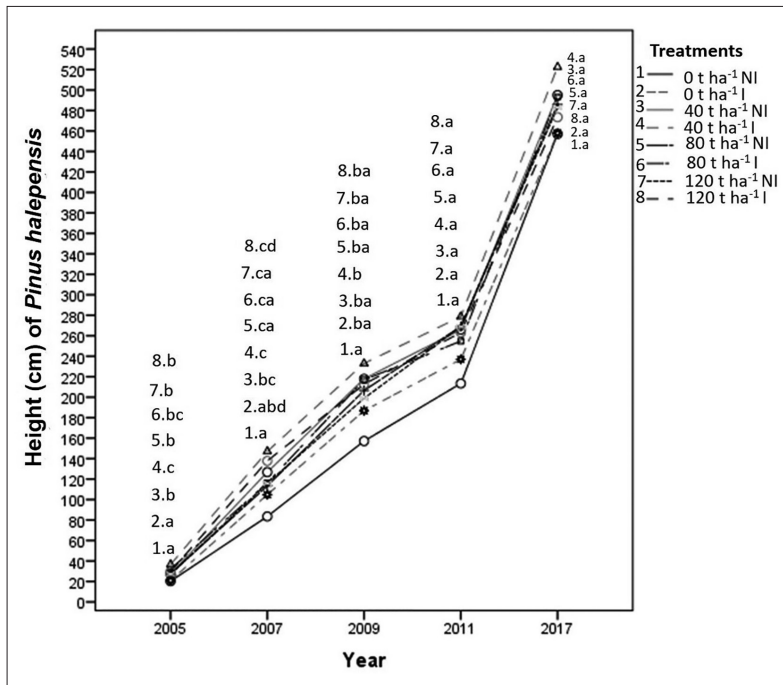


Figure 1 – Changes in mean height of *Pinus halepensis* as affected by treatment ($F = 5.96, df = 7, p < 0.001$) and year ($F = 1569.83, df = 4, p < 0.001$). Different letters (a, b...) among the lines of the treatments indicate significant differences in repeated measures ANOVA ($p < 0.05$).
 * I = Irrigation, ** NI = Not Irrigation, *** 0, 40, 80 and 120 t ha⁻¹ correspond to the amount of sewage sludge incorporated in each treatment.

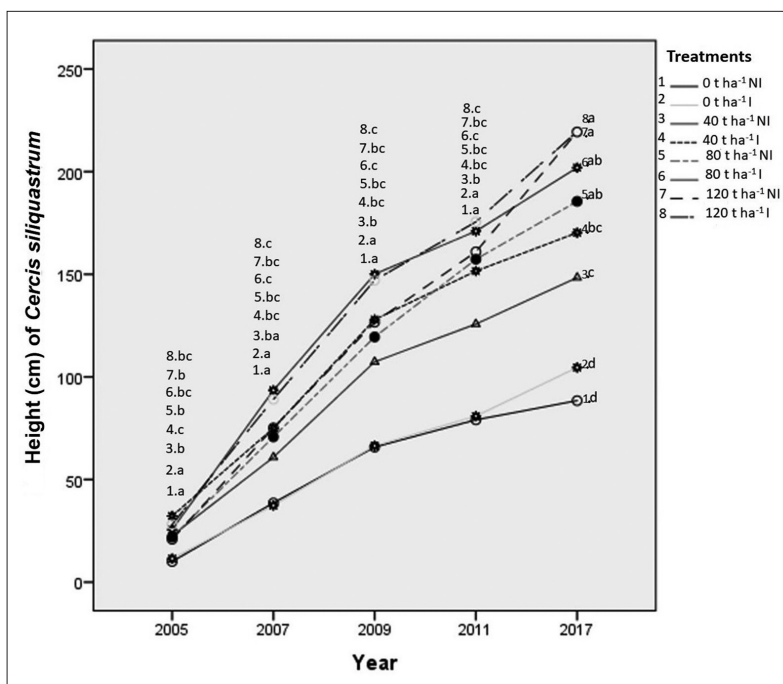


Figure 2 – Changes in mean height of *Cercis siliquastrum* as affected by treatment ($F = 50.23, df = 7, p < 0.001$) and year ($F = 843.92, df = 4, p < 0.001$). Different letters (a, b...) among the lines of the treatments indicate significant differences in repeated measures ANOVA ($p < 0.05$).
 * I = Irrigation, ** NI = Not Irrigation, *** 0, 40, 80 and 120 t ha⁻¹ correspond to the amount of sewage sludge incorporated in each treatment.

been observed since the first year and these differences became null in 2011 and beyond (Figure 1). The established height growth differences between treatments in *C. siliquastrum* after planting increased over the years becoming more pronounced in 2017, especially between high and low sludge rates as it is shown in figure 2.

Besides the effect on growth of planted species, sludge also affected the establishment and the growth of herbaceous vegetation. Visual observations showed a gradual increase in herbaceous vegetation in all experimental plots with increasing amount of added sludge, while the control plots remained practically bare, as they were for many years before the trial installation (Figures 3 & 4).

Discussion

Soil properties

From soil analysis, it appears that sludge incorporation has gradually lowered, although not significantly, the pH to more neutral values. This reduction in pH could be derived from the addition and mixing of sludge having a lower pH (i.e. 6,45). Fresquez *et al.* (1990) attribute the pH decrease to acids present in or produced during the microbial organic matter decomposition of the sludge. Lower pH with the addition of sludge has been reported also by Brofas *et al.* (2000), Jones *et al.* (2011) and Eid *et al.* (2021). Sewage sludge increased also the organic matter, as well as the concentration of macronutrients (N, P, K), thus improving the low plant nutritional conditions that prevail in mining spoils materials. Concerning heavy metal concentrations, the increase was gradual and significant, following the amount of added sludge, with the exception of Ni where the reverse occurred. Nevertheless, all concentrations remained below the threshold values set by the European Community (EC 1986). This is obviously linked to the sludge quantity used and to the fact that treatment plant of Karditsa town receives mainly domestic (98.2%) and little industrial wastewater (0.8%). A higher proportion of industrial wastewater would have led to higher levels of heavy metals in the sludge (Nascimento *et al.* 2020). Referring to Zn concentrations (286.51mg kg⁻¹) in the handling of 120 t ha⁻¹, close to the upper one's (300mg kg⁻¹, EC 86), it is prudent, for safety

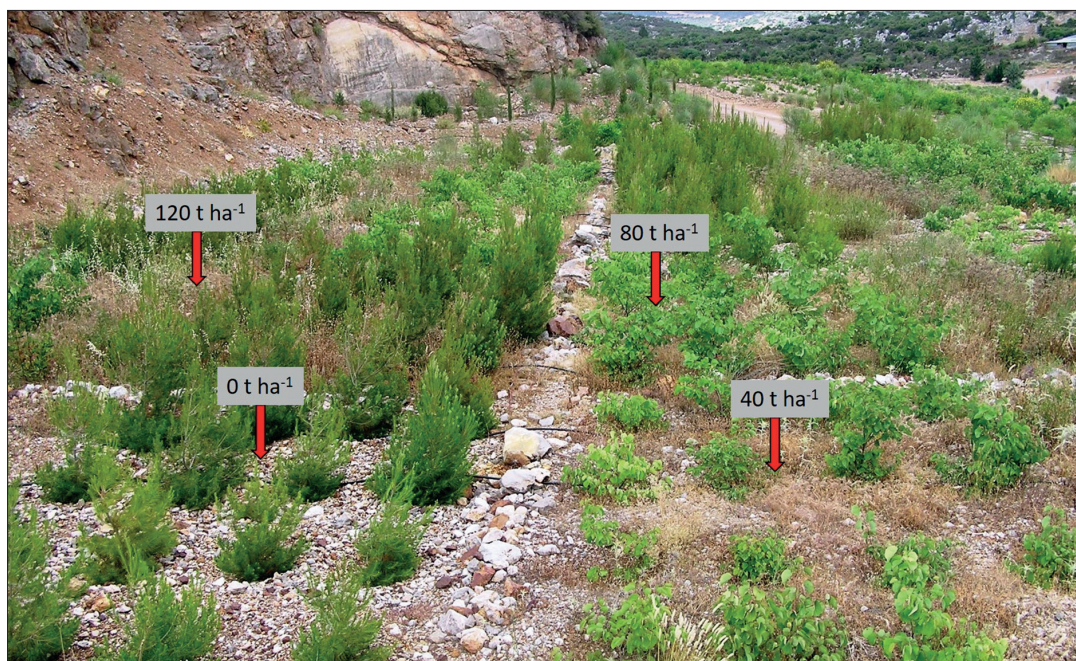


Figure 3 – General view of the experiment.

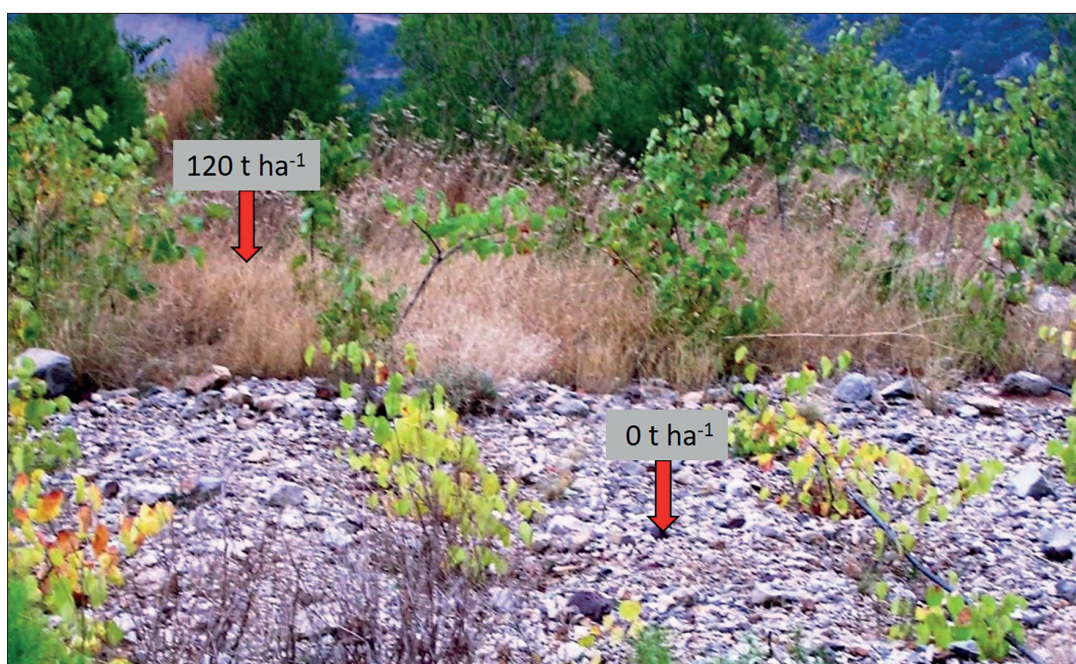


Figure 4 – Detail of the experiment. In the foreground, the control plot of *Cercis siliquastrum* and back the plot of the species amended with 120 t ha⁻¹ of sludge (2009).

reasons, to exclude this sludge application, as extraction of metals from soils with 4M HNO₃ is incomplete (Chang *et al.* 1984).

The improvement of macronutrient status as well as the increase in heavy metal concentrations were rather expected as the sludge is well supplied with P, N and other nutrients, while usually is charged with heavy metals (Sopper 1993; Wijesekara *et al.* 2016; Sharma *et al.* 2017). Similar results were found when sludge had been incorporated in calcareous

mining spoils in another experiment in the wider area (Brofas *et al.* 2000). Regarding Ni decrease, a possible explanation may be its lower concentrations in the sludge (Table 2), compared to the spoil materials (Table 3).

Plant survival

The mortality observed at the higher rates of sludge application may be attributed to the reduction of moisture during the dry-season

of the first year, which can be enhanced as the herbaceous vegetation competition was expanded by increasing the amount of sludge (Figures 3 & 4). Similar explanations for the adverse effect of herbaceous vegetation on seedling survival have also been reported by other researchers (Sopper 1990; Zagas *et al.* 2000; Fuentes *et al.* 2010). In addition, in our experiment, it appears also that the irrigation, applied during the summer period of the first year after planting, was not enough to compensate the amount of water consumed by the herbaceous vegetation which was denser in the treatments with higher amounts of sludge; thus irrigation could not successfully balance the competition. Plant survival, however, could also be affected by other factors or their combined effects. Larchevêque *et al.* (2006) found that composted sewage sludge applied per plant (0, 20 and 40 kg m⁻²) on naturally degraded soils, during the 2nd year after plantation, had a significantly positive effect on survival of *Quercus ilex* and *Pinus pinea*, but not on *P. halepensis*, while the 1st year had not any effect on the survival. For all species and compost rates, survival in the 2nd year were significantly lower than in the 1st year and these results could be explained by species ecology and the different nutrient and water conditions created in the treatments. Fuentes *et al.* (2007), using smaller amounts per planting hole, argued that sludge incorporation increased the mortality of *Quercus ilex* and *P. halepensis* the first year, especially when the root system came in contact with the sludge and it was probably enhanced by soil cracking and by the increase in soil salinity which intensifies normal drought. Also, changes in morpho-physiological characteristics of seedlings, due to sludge application, e.g. increase or decrease of root length, can potentially affect positively or negatively plant resistance against drought and consequently their survival. Valdecantos *et al.* (2011), e.g., found that rooting depth of *Q. ilex* was significantly enhanced (40% compared to the control) by liquid biosolid incorporation and marginally reduced in *P. halepensis*; although in this case survival was not affected. However, in other cases, sludge incorporation generated fewer adverse situations leading to positive (Roth *et al.* 1982), less negative results (Sheedy 1997) or did not affect the survival of planted species (Valdecantos *et al.* 2011).

These conflicting results may arise from various factors, such as those mentioned above and can also be linked, beyond the quantity, to

sludge being incorporated several times, the properties of which may vary due to seasonal fluctuations and variation of sludge sources (García-Delgado *et al.* 2007; Alvarenga *et al.* 2015). However, mining spoils properties (Sarkar *et al.* 2017), climatic conditions (Fuentes *et al.* 2010), the physiology of each species (Luna *et al.* 2018), as well as the use of different methods of sludge application can also contribute positively or negatively to plant survival.

Plant growth

The significant plant height increase in the plots amended with sludge is obviously linked to the improvement of nutrient potential, as well as to the amelioration of the physical and biological properties of mining spoil materials. The fact that for 2005 there is no progressive height growth as sludge quantity increased, for both irrigated and non-irrigated plants compared separately, means that the lower dose was able to satisfy the needs of plants in nutrient elements. Thus, more addition of sludge could not induce further plant growth. Similar findings for the first year of sludge application are also presented by Sopper (1990, 1993) and Fuentes *et al.* (2010). Regarding the following years, the differences between treatments in *P. halepensis* height growth are gradually diminished, and in 2011 and 2017 disappeared. A possible explanation is that the addition of sludge increased some elements in the soil (Table 3) and favored early growth; then the decrease of some of them, especially N, K over time (Martinez *et al.* 2003, Larchevêque *et al.* 2006), due mainly to leaching and plant uptake, limited the growth. In addition, some K⁺ and NH₄-N are fixed by clay minerals and lost from the soils. Similar observations were made by Brofas *et al.* (2000) in calcareous deposits, where the decrease in K in 4 years brought the plots treated with the sludge applications to K level on control plots. Potassium has been described as an element that can restrict growth in several pine species (Zech and Drechsel 1992; Merino and Edeso 1999; Crous *et al.* 2008). Thus it may be stated that growth differences between treated and untreated sludge plots diminish with time, following the same trend of nutrient concentration in the treated plots. In contrast, Ortiz *et al.* (2012) found that growth differences remained 12 years after applying the sludge in a *P. halepensis* plantation of 7 years old on a limestone quarry deposits; the extremely bad

stony limestone waste of the control, where the annual growth was very low (~5.5cm), may be the reason for maintaining the growth differences so long. Valdecantos *et al.* 2011 found also that sewage sludge addition favored *P. halepensis* height growth, but referred to a short period of observations of the first 20 months.

The growth of *Cercis siliquastrum* follows a different trend. Whereas during the first year (2005) height growth was not proportional to the added sludge, from 2007 on, an increase of plant height has been observed with the increase in incorporated sludge. This difference persists until the last measurement, with sludge treatment differences standing significantly higher compared to the control. This behavior of *C. siliquastrum* seems to be linked to its different requirements compared to *P. halepensis*. For example, some broad-leaves seedlings, showing high growth rate under high phosphate, were most sensitive to reduction in phosphate availability, whereas growth of conifers seedlings was slow and unaffected by phosphate supply (Stuart Chapin *et al.* 1983). If *C. siliquastrum* was favored after the addition of sludge, by the significant increase (~20 times) of P low concentrations, remains to be investigated.

Different behavioral growth responses of the studied species, in relation to sludge incorporation in soil, have been revealed by other researchers (Sopper 1990, 1993, Larchevêque *et al.* 2006, Fuentes *et al.* 2007; Vaitkutė *et al.* 2010; Valdecantos *et al.* 2011; Abreu-Junior *et al.* 2017) and attributed them to biotic (plant species, species growth rate, herbaceous competition) and abiotic factors (improvement of soil nutrients, excessive concentrations of some elements, heavy metal toxicity).

Irrigation effect on survival and growth

Although irrigation of trees and shrubs during the first years is considered to improve growth and survival percentage (Messina & Duncan 1993; Gómez-Aparicio *et al.* 2008), the contribution of irrigation to plant survival and growth was not found important in the present case. In regard to survival, first year irrigation did not affect the survival of *P. halepensis*, while it affected positively the survival of irrigated plants of *C. siliquastrum* at the treatments of 80 and 120 t ha⁻¹, but significantly only at the last one.

Concerning growth, irrigation did not significantly improve the height of irrigated plants. Rahman *et al.* (2013) found also that irrigation improved the height of irrigated plants of *C. siliquastrum* (3-years old-bareroot) but not significantly. Conversely, the survival percentage of the non-irrigated plants was significantly lower comparing to irrigated plants. However, the positive effect of irrigation could potentially be due to the fact that the plants were much taller (> 100cm), bare-rooted and their adaptation requirements were higher, contrary to those (of small size and grown in bags) used in the present study. *P. halepensis*, previous results from another trial (Brofas 1998) show 100% survival, without irrigation on land-filled quarry terraces with soil thickness ≥ 40cm, four years after planting. Unpublished data also from a second experimentation in the limestone quarry at Platanos of Magnesia region show that there was no significant difference on survival rate between irrigated and non-irrigated seedlings of *P. halepensis*. Regarding the increase in height, irrigation applied during the first two years led to a higher, but not statistically significant, growth. Panagopoulos (2013) found that irrigation did not affect survival and growth of *Pinus brutia* and attributed its behavior to the fact that the species is drought-tolerant and irrigation usually does not affect this species. A similar interpretation could be given for the behaviour of *C. siliquastrum* and *P. halepensis*, considering their resistance to high temperatures and drought (Dafis 2001; Jaouadi *et al.* 2019). However, the water quantity and intervals of irrigation (10L of water/15 days) may not have been enough to reveal a greater difference in growth, taking into account that mining spoils are characterized by high permeability and low water retention capacity (Sarkar *et al.* 2017). A higher amount of rainfall during the dry season could be also included in the factors of making the irrigation redundant.

Effect of interventions on mine spoils reclamation and management implications

Sewage sludge application had a positive effect on nutrient status of mine spoil materials. Especially the improvement of total N and available P from low concentrations was of great importance, taking into account that inorganic N is the most growth limiting nutrient in preventing the establishment of

vegetation on derelict land (Bradshaw & Chadwick 1980), followed by P (Nussbaumer *et al.* 2016). The first visible effect of soil conditions improvement were the emergence and establishment of local herbaceous vegetation in all sewage sludge amended plots, in contrast to the control one's which remained bare (Figures 3 & 4). This image of the amended plots shows an important progressive evolution of the vegetation with the sludge contribution and in a short time. Furthermore and in addition to other functions (protection of soil, organic matter increase, etc.), the established vegetation will provide also favorable conditions for the future installation of other species (Domínguez *et al.* 2015), thereby facilitating the natural succession.

Concerning planted species, sludge incorporation affected survival of both species at the higher rates. As for the height growth, sludge did not give significant differences for *P. halepensis*. Thus, sludge use for *P. halepensis* could be omitted or taking into account that, at the lower dosage of 40 t ha⁻¹, survival is unaffected, the establishment of herbaceous vegetation and ground cover was accelerated (Figures 3 & 4), concentrations of heavy metals are relatively low and soil conditions are improved, sludge could be incorporated at this rate. In the case of *C. siliquastrum*, where significant differences in height growth were found, the incorporation of 40 t ha⁻¹ sludge is welcome and recommended. Further sludge increase to 80 t ha⁻¹ could be discussed, as some soil properties get better and height growth becomes slightly bigger. However, the principle that the amendments are due to be applied at the minimum effective doses (Hueso-González *et al.* 2018), the non-significant increase in height, the reduction in survival (although not important), the increase in heavy metal concentration and especially the added transport costs, as a consequence of doubling the amount of sludge, could be considered as inhibitory factors for this choice.

Irrigation at a rate of 10L for a 15-days period, on the other hand, had not an important positive effect on the establishment of planted species. Thus, it could be omitted, taking into account that the expenses of drip irrigation equipment and the irrigation for three years approximately double the cost of vegetation establishment (Brofas 2014).

Conclusions

Our findings show that the addition of sewage sludge improved the nutrient status of the spoil materials, by alleviating N, P, K and organic matter deficiency, while heavy metal concentrations did not exceed the regulated limits. At the lower rate of 40 t ha⁻¹, sludge did not affect the survival of planted species, but at the higher doses showed a negative effect on seedling survival of both species. Regarding the contribution of sludge to plant growth, it may differ from species to species, as it was our case with *C. siliquastrum* and *P. halepensis*. First year irrigation had no significant effect on the growth of the species but improved *C. siliquastrum* survival on the high sludge concentration. Sewage sludge application at a rate 40 t ha⁻¹, as an alternative organic amendment and without irrigation, leads to an environmentally friendly and cost-effective choice for the rehabilitation of this type of spoil materials with these plants species.

Acknowledgment

The implementation of this experimental set up would not be possible without the valuable help of the mining company "Delphi-Distomo, Industrial Minerals".

References

- Abreu-Junior, C.H., Firme, L.P., Maldonado, C.A.B., de Moraes Neto, S.P., Alves, M.C., Muraoka, T., Boaretto, A.E., Gava, J.L., He, Z., Nogueira, T.A.R., Capra, G.F., (2017). Fertilization using sewage sludge in unfertile tropical soils increased wood production in Eucalyptus plantations. *J Environ Manage* 203, 51-58.
- Alvarenga, P., Mourinha, C., Farto, M., Santos, T., Palma, P., Sengo, J., Morais, M.C., Cunha-Queda, C. (2015). Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. *Waste management* 40, 44-52.
- Artico, M., Firpo, B.A., Artico, L.L., Tubino, R.M.C., (2020). Integrated use of sewage sludge and basalt mine waste as soil substitute for environmental restoration. *REM, Int. Eng. J.* 73, 225-232.
- Bai, Y., Tao, T., Gu, C., Wang, L., Feng, K., Shan, Y. (2013). Mudflat soil amendment by sewage sludge: Soil physicochemical properties, perennial ryegrass growth, and metal uptake. *Soil Sci Plant Nutr* 59, 942-952.

- Bai, J., Sun, X., Xu, C., Ma, X., Huang, Y., Fan, Z., Cao, X. (2022). Effects of Sewage Sludge Application on Plant Growth and Soil Characteristics at a *Pinus sylvestris* var. *mongolica* Plantation in Horqin Sandy Land. *Forests* 2022 13, 984. <https://doi.org/10.3390/f13070984>.
- Bouyoucos, G.J. (1951). A recalibration of the hydrometer method of making mechanical analysis of soils. *Agron J* 43, 434-437.
- Bradshaw, A.D., Chadwick, M.J. (1980). *The Restoration of Land. The ecology and reclamation of derelict and degraded land*. UC Press, 317 p.
- Brofas, G. (1998). The effect of soil depth to the survival and growth of *Pinus halepensis* seedlings planted on quarry terraces in Drakia, Magnesia, Central Greece Proceedings of the 7th Hellenic Edaphological Congress, Agrinio, Greece, May 27-30, 2018, 419-429 (in Greek).
- Brofas, G., Michopoulos, P., Alifraghis, D. (2000). Sewage Sludge as an Amendment for Calcareous Mine Spoils Reclamation. *J Environ Qual* 29, 811-6.
- Brofas, G. (2014). *The landscape and the Mining Exploitations. Institute of Mediterranean Forest Ecosystems and Forest Products Technology*, Athens, Greece, 335 p. (in Greek).
- Carabassa, V., Ortiz, O., Alcañiz, J.M. (2018). Sewage sludge as an organic amendment for quarry restoration: Effects on soil and vegetation. *Land Degrad Dev* 29, 2568-2574.
- Carabassa, V., Domene, X., Diaz, E., Alcañiz, J.M. (2020). Mid-term effects on ecosystem services of quarry restoration with Technosols under Mediterranean conditions: 10-year impacts on soil organic carbon and vegetation development. *Restor Ecol* 28, 960-970.
- Chang, A.C., J.E., Warneke, A.L., Page, L.J., Lund, (1984). Accumulation of Heavy Metals in Sewage Sludge-Treated Soils. *J. Environ. Qual.* 13, 87-91.
- Crous, J.W., Morris, A.R., Scholes, M.C. (2008) Growth and foliar nutrient response to recent applications of phosphorus (P) and potassium (K) and to residual P and K fertilizer applied to the previous rotation of *Pinus patula* at Usutu, Swaziland. *Forest Ecol Manag* 256, 712-721.
- Dafis, S. (2001). *Urban Forestry. Art of Text*. Thessaloniki, Greece, 198 p. (in Greek).
- Domínguez, M.T., Perez-Ramos, I.M., Murillo, J.M., Maranon, T. (2015). Facilitating the afforestation of Mediterranean polluted soils by nurse Shrubs. *J Environ Manage* 161, 276-286.
- Eid, E.M., Shaltout, K.H., Alamri, S.A., Alrumman, S.A., Hussain, A.A., Sewelam, N., Ragab, G.A. (2021). Monitored Sewage Sludge Application Improves Soil Quality, Enhances Plant Growth, and Provides Evidence for Metal Remediation by *Sorghum bicolor* L., *J Soil Sci Plant Nutr*. 21, 2325-2338. <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00524-x>.
- European Community (EC) (1986). Directive on the protection of the environment and in particular of soil, when sewage sludge is used in agriculture. Directive 86/276/EC., OJEC, L8t1 4/7/86. EC.
- Eurostat (2019). Sewage sludge production and disposal. European Commission-Eurostat-Products Datasets.
- Fresquez, P.R., Lindeman, W.C. (1982). Soil and rhizosphere microorganisms in amended coal mine spoils. *Soil Sci Soc Am J* 46, 751-755.
- Fresquez, P.R., Francis, R.E., Dennis, I.L. (1990). Influence of sewage sludge on soil and plant quality in a degraded semiarid grassland. *J Environ Qual* 19, 324-330.
- Fuentes, D., Valdecantos, A., Cortina, J., Vallejo, V.R. (2007). Seedling performance in sewage sludge-amended degraded Mediterranean woodlands. *Ecol Eng* 31, 281-291.
- Fuentes, D., Valdecantos, A., Llovet, J., Cortina, J., Vallejo, V.R. (2010). Fine-tuning of sewage sludge application to promote the establishment of *Pinus halepensis* seedlings. *Ecol Eng* 36, 1213-1221.
- García-Delgado, M., Rodríguez-Cruz, M.S., Lorenzo, L.F., Sánchez-Martín, M.J. (2007). Seasonal and time variability of heavy metal content and of its chemical forms in sewage sludges from different wastewater treatment plants. *Sci Total Environ* 382, 182-192.
- Gardner, W.C., Broersma, K., Naeth, A., Chanasyk, D., Jobson, A. (2010). Influence of biosolids and fertilizer amendments on physical, chemical and microbiological properties of copper mine tailings. *Can J Soil Sci* 90, 571-583.
- Gómez-Aparicio, L., Pérez-Ramos, I.M., Mendoza, I., Matías, L., Quero, J.L., Zamora, R., Marañón, T. (2008). Oak seedling survival and growth along resource gradients in Mediterranean forests: implications for regeneration in current and future environmental scenarios. *Oikos* 117, 1683-1699.
- Gary, M.K., Brooks, J.P., Brown, S., Gerba, C. (2011). *Land application of organic residuals: Public health threat or environmental benefit*. American Society for Microbiology, Washington, 28 p.
- Halecki, W., Klatka, S. (2021). Application of Soil Productivity Index after Eight Years of Soil Reclamation with Sewage Sludge Amendments. *Environmental Management* 67, 822-832.
- Hueso-González, P., Muñoz-Rojas, M., Martínez-Murillo, J.F. (2018). The role of organic amendments in drylands restoration. *Curr. Opin. Environ. Sci. Heal* 5, 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.002>.
- Jaouadi, W., Naghmouchi, S., Alsubeie, M. (2019). Should the silviculture of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) stands in northern Africa be oriented towards wood or seed and cone production? Diagnosis and current potentiality. *iForest* 12, 297-305. doi: 10.3832/ifer2965-012 [online 2019-05-27].
- Jones, B.E.H., Haynes, R.J., Phillips, I.R. (2011). Influence of organic waste and residue mud additions on chemical, physical and microbial properties of bauxite residue sand. *Environ Sci Pollut R* 18, 199-211.
- Landon, J.R. (1984). *Booker Tropical Soil Manual - A handbook for soil survey and Agricultural land evaluation in the tropics and subtropics*. Routledge, London, 450 p.
- Larchèveque, M., Ballini, C., Korboulevsky, N., Montes, N. (2006). The use of compost in afforestation of Mediterranean areas: effects on soil properties and young tree seedlings. *Sci. Total Environ.* 369, 220-230.
- Li, S., Di, X., Wu, D., Zhang, J. (2013). Effects of sewage sludge and nitrogen fertilizer on herbage growth and soil fertility improvement in restoration of the abandoned opencast mining areas in Shanxi, China. *Environ Earth Sci* 70, 3323-3333.
- Luna, L., Miralles, I., Lázaro, R., Contreras, S., Solé-Benet, A. (2018). Effect of soil properties and hydrologic characteristics on plants in a restored

- calcareous quarry under a transitional arid to semiarid climate. *Ecohydrology* 11, 1-11. <https://doi.org/10.1002/eco.1896>.
- Martinez, F., Cuevas, G., Calvo, R., Walter, I. (2003). Biowaste Effects on Soil and Native Plants in a Semiarid Ecosystem. *J Environ Qual* 32, 472-479.
- Mavrommatis, G. (1980). The bio-climate of Greece. *Forest Research* 1, 1-63 (in Greek).
- Mc Lean, E.O. (1982). Soil pH and Rime requirement. In: Page A.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis*, 199-223.
- Merino, A., Edeso, J.M. (1999) Soil fertility rehabilitation in young *Pinus radiata* D. Don. plantations from northern Spain after intensive site preparation. *Forest Ecol. Manag.* 116, 83-91.
- Messina, M.G., Duncan, J.E. (1993). Establishment of hardwood tree and shrub species on a Texas lignite mine using irrigation, mulch and shade. *Landscape Urban Plan* 25, 95-114.
- Nascimento, A. L., de Souza, A. J., Oliveira, F. C., Coscione, A. R., Viana, D. G., Regitano, J. B. (2020). Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge. *J Clean Prod* 258. 120746. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120746>.
- Nelson, D.W., Sommers, L.E. (1982). Total carbon, Organic Carbon and Organic Matter. In: Page, A.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis Part 2*. Amer. SSSA, 539-577.
- Nussbaumer, Y., Cole, M.A., Offler, C.E., Patrick, J.W. (2016). Identifying and ameliorating nutrient limitations to reconstructing a forest ecosystem on mined land. *Restor Ecol* 24, 202-211.
- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanable, F.S., Dean, L.A. (1954). *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate*. U.S. Dep. Agric. Cic. 939. USDA, Washington, DC, 19 p.
- Ortiz, O., Ojeda, G., Espelta, J.M., Alcañiz, J.M. (2012). Improving substrate fertility to enhance growth and reproductive ability of a *Pinus halepensis* Mill. afforestation in a restored limestone quarry. *New Forest* 43, 365-381.
- Panagopoulos, Th. (2013). Factors of Reclamation Success at the Lignite Strip-Mined Land in Northern Greece. *J Spat Organiz Dynam* 1, CIEO-Research Centre for Spatial and Organizational Dynamics, University of Algarve, 96-122.
- Pérez-Gimeno, A., Navarro-Pedreño, J., Almendro-Candel, M.B., Gómez, I., Zorpas, A.A. (2019). The use of wastes (organic and inorganic) in land restoration in relation to their characteristics and cost. *Waste Manage Res* 37(5), 502-507.
- Rahman, M.S., Tsitsoni, Th.K., Tsakalidimi, M.N. (2013). *A comparison of root architecture and shoot morphology of Cercis siliquastrum L. between two water regimes*. Proceedings of the 16th Panhellenic Forestry Congress, Thessaloniki, Greece, 6-9 October, 404-413.
- Roth, P.L., Weaver, G.T., Morin, M. (1982). Restoration of woody ecosystem on a sludge-amended devastated mine-site. In: Sopper, W.E., Seaker, E.M., Bastian, R.K. (Eds.), *Land Reclamation and Biomass Production with Municipal Wastewater and Sludge*, University Park, PSUP, 368-385.
- Sarkar, B., Wijesekara, H., Mandal, S., Singh, M., Bolan, N. (2017). Characterization and Improvement in Physical, Chemical and Biological Properties of Mine Wastes. In: Bolan, N.S., Kirkham, M.B., Ok, Y.S. (Eds). *Spoil to Soil. Mine Site Rehabilitation and Revegetation*. CRC Press, 3-15.
- Sharma, B., Sarkar, A., Singh, P., Singh, R.P. (2017). Agricultural utilization of biosolids. A review of potential effects on soil and plant grown. *Waste Management* 64, 117-132.
- Sheedy, G. (1997). Quelques résultats préliminaires de croissance d'une plantation d'épinette blanche traitée avec des boues de station d'épuration. *Note de recherche forestière* 78, Direction de la recherche forestière, Sainte Foy Quebec, Canada, 11 p.
- Shinbrot, X. (2012). Biosolids or biohazards? *Pesticides and You* 32, 9-15.
- Sidhu, J.P.S., Toze, A.G. (2009). Human pathogens and their indicators in biosolids: a literature review. *Environ Int* 35, 187-201.
- Sopper, W.E. (1990). *Revegetation of Burned Anthracite Coal Refuse Banks Using Municipal Sludge*. Proceedings, National Symposium on Mining, 14-18 May 1990, pp. 37-42.
- Sopper, W.E. (1993). *Municipal Sludge Use in Land Reclamation*. Lewis Publishers. NY, 163 p.
- Soria, R., Ortega, R., Bastida, F., Miralles I. (2021). Role of organic amendment application on soil quality, functionality and greenhouse emission in a limestone quarry from semiarid ecosystems. *Appl Soil Ecol* 164, 1-13.
- Sposito, G., Lund, L.J., Chang, A.C. (1982). Trace Metal Chemistry in arid – Zone Field Soils Amended With Sewage Sludge. I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. *Soil Sci Soc Am J* 46, 260-264.
- Stuart Chapin, F., Tryon, P.R., Van Cleve, K. (1983). Influence of phosphorus on growth and biomass distribution of Alaskan taiga tree seedlings. *Can J Forest Res* 13, 1092-1098.
- Vaitkutė, D., Baltrėnaitė, E., Booth, C.A., Fullen, M.A. (2010). Does sewage sludge amendment to soil enhance the development of Silver birch and Scots pine? *Hungarian Geographical Bulletin* 59, 393-410.
- Valdecantos, A., Cortina, J., Vallejo, V.R. (2011). Differential field response of two Mediterranean tree species to inputs of sewage sludge at the seedling stage. *Ecol Eng* 37, 350-359.
- Vega, F.A., Covelo, E.F., Andrade, M.L. (2005). Limiting factors for reforestation of mine spoils from Galicia (Spain). *Land Degrad Dev* 16, 27-36.
- Wijesekara, H., Bolan, N.S., Vithanage, M., Xu, Y., Mandal, S., Brown, S.L., Hettiarachchi, G.M., Pierzynski, G.M., Huang, L., Ok, Y.S., Kirkham, M.B., Saint, C., Surapaneni, A. (2016). Utilization of biowaste for mine spoil rehabilitation. *Adv Agron* 138, 97-173.
- Ye, Y., Ngo, H.H., Guo, W., Chang, S.W., Nguyen, D.D., Fu, Q., Wei, W., Ni, B., Cheng, D., Liu, Y. (2022). A critical review on utilization of sewage sludge as environmental functional materials. *Bioresource Technology*, 127984.
- Zagas, T., Ganatsas, P., Tsitsoni, Th., Hatzistathis, A. (2000). *Influence of Sewage Sludge Application on Survival and early growth of Forest Species*. Proceedings of an International Conference on "Protection and Restoration of the Environment", Thassos, Greece, 583-590.
- Zech, W., Drechsel, P. (1992) Multiple mineral deficiencies in forest plantations in Liberia. *Forest Ecol Manag* 48, 121-143.

Health condition of forests in central Italy (Tuscany) after recurrent droughts and heat events

État de santé des forêts de l'Italie centrale (Toscane) après des épisodes de sécheresse et de chaleur récurrents

Filippo BUSSOTTI^{1,*}, Davide BETTINI¹, Elisa CARRARI¹,
Federico SELVI^{1,2}, Martina POLLASTRINI^{1,2}

1. University of Firenze, Dept. Agriculture, Food, Environment and Forestry (DAGRI),
Piazzale delle Cascine 18 – 50144 Firenze (Italy)

2. NBFC, National Biodiversity Future Center, Palermo 90133, Italy

* Corresponding author: filippo.bussotti@unifi.it

Received: 6 March, 2023; First decision: 14 April, 2023; Re-submitted: 14 May, 2023;
Second decision: 21 June, 2023; Accepted: 24 June, 2023

Abstract

Recently, extreme drought and heat events impacted forest vegetation in several European countries. In central Italy (Tuscany) the impacts on broadleaved tree species were assessed by field observation from 2017 to 2022. The most severe impacts are still occurring on tall evergreen trees and on aged coppices (*Quercus ilex* and *Quercus suber*). Deciduous broadleaved species, such as *Fagus sylvatica* and *Quercus pubescens*, showed strong summer defoliation in steep sites with shallow soils and on southern slopes. According to our observations, these species can recover the damaged crowns in the years following the summer drought. *Quercus cerris* showed sudden leaf desiccation and tree mortality in individual or groups of trees. Extensive attacks of opportunistic parasites, favored by drought, are often the ultimate cause of mortality. Heat waves and

drought significantly affected also sporadic tree species of the xero-thermic and mesophilous forests (for ex., *Fraxinus ornus*, *Fraxinus angustifolia*, *Ostrya carpinifolia*, *Carpinus betulus*, *Sorbus sp.pl.*, *Acer campestre*, *Acer monspessulanum* etc.), with defoliation, desiccation, and, in the most serious causes, with the death of the trees. The meso-hygrophilous species and relict populations of mountain species (*F. sylvatica*) are also severely declining, with negative consequences for forest biodiversity. The implementation of an early-warning regional monitoring system, with the installation of "sentinel plots" in the most vulnerable forests, is recommended. A crucial point is the need to adjust forest management to the changed climate-ecological conditions, to preserve canopy cover and the microclimate inside the forest, thus ensuring a suitable environment for tree regeneration and the conservation of ground vegetation.

Keywords: biodiversity loss, biotic interactions, defoliation, heat and drought waves, tree mortality.

Mots-clés: perte de biodiversité, interactions biotiques, défoliation, vagues de chaleur et de sécheresse, mortalité des arbres.

Résumé

Récemment, des épisodes de sécheresse et de chaleur extrêmes ont eu un impact sur la végétation forestière dans plusieurs pays européens. En Italie centrale (Toscane), les impacts sur les espèces d'arbres feuillus ont été évalués par des observations de terrain de 2017 à 2022. Les impacts les plus graves se produisent encore sur les arbres et sur les vieux taillis à feuilles persistantes (*Quercus ilex* et *Quercus suber*). Les espèces feuillues à feuilles caduques *Fagus sylvatica* et *Quercus pubescens* ont montré une forte défoliation estivale dans les sites escarpés avec des sols peu profonds et sur le versant sud. D'après nos observations, ces espèces peuvent récupérer la cime endommagée les années suivantes. *Quercus cerris* a montré une dessiccation et une mortalité soudaines des feuilles chez des arbres seuls ou des groupes dans des conditions défavorables. Les attaques extensives de parasites opportunistes, favorisées par la sécheresse, sont souvent la cause ultime de mortalité. Les vagues de chaleur et de sécheresse ont affecté de manière significative même les espèces d'arbres sporadiques des forêts xérothermiques et mésophiles (par exemple, *Fraxinus ornus*, *Fraxinus angustifolia*, *Ostrya carpinifolia*, *Carpinus betulus*, *Sorbus sp.pl.*, *Acer campestre*, *Acer monspessulanum*, etc.), avec défoliation, dessèchement et, dans les cas les plus graves, la mort des arbres. Les espèces méso-hygrophiles et les populations relictuelles d'espèces de montagne (*F. sylvatica*) sont également fortement en déclin avec des conséquences négatives sur la biodiversité forestière. La mise en place d'un système de surveillance régionale d'alerte précoce, avec l'installation de « parcelles sentinelles » sur les forêts les plus vulnérables, est recommandée. Un point crucial est la nécessité d'adapter la sylviculture aux conditions climatiques et écologiques modifiées, en évitant les grandes coupes claires pour préserver la couverture des canopées et le microclimat à l'intérieur de la forêt, assurant ainsi un environnement plus approprié pour la régénération des arbres et la conservation de la végétation au sol.

Introduction

Heat and drought waves (HDWs) are more frequent and intense since the last decades (IPCC 2022) and have caused increasing tree defoliation, crown dieback, and mortality in Mediterranean and central European forests (Carnicer *et al.* 2011; Schuldt *et al.* 2018; George 2022). The extensive survey on tree health (Level I network), carried out within the ICP Forests monitoring program (ICP-Forests, 2023) at European level (ICP Forests, 2016, see Box) evidenced a continuous and significant increase of defoliated trees starting from the year 2010 (Potočič *et al.* 2021). A

similar trend to the worsening of the health of forests was registered in Italy (Bussotti *et al.* 2021, 2022) because of extreme climatic events (HDWs, late frost, windstorms) and pest attacks.

Italy can be considered a case of study because includes three bio-climatic regions (Mediterranean, continental, and alpine) with great ecological heterogeneity, and hosts many forest types with high biodiversity, including rare and endemic species. Some tree species widespread at continental level, such as *Fagus sylvatica* L., live in Mediterranean climatic conditions and reach the southernmost areas of their distribution. For these reasons, Italian forests offer the chance to study the patterns (triggering events, interactions with biotic agents, species-specific and site-specific responses) of climate change impacts and the possible recovery of tree species in different ecological conditions. The central Italian regions, especially Tuscany, are subject to extreme climatic events (Rita *et al.* 2019; Romano *et al.* 2021; Bartolini *et al.* 2022; Magno *et al.* 2018) and forests, from the mesophilous deciduous trees to the Mediterranean evergreen sclerophyllous species, proved to be sensitive to the impacts of HDWs (Pollastrini *et al.* 2019; Coppi *et al.* 2022; Bussotti *et al.* 2023).

Although indicative of tendencies over years, the findings from the Level I survey can be biased by several factors, like the timing of the assessment, that prevent from capturing the dynamics in defoliation and mortality during the occurrence of the disturbances.

The present contribution combines monitoring data (from the ICP Forests network) with field observations carried out on sites selected *ad hoc*, with the aim of individuating priorities for research, monitoring, and forest management. Specific objectives are: (i) to verify the consistency of the patterns of defoliation and mortality from the regional (Tuscany) to the national (Italy) level and to explore species-specific processes of recovery and mortality, by using the ICP Forests Level I data; (ii) to observe the onset and evolution of symptoms of decline (early foliar senescence and summer leaf abscission, dieback of branchlets) during specific HDWs (2017 and 2021-2022) with field observations in selected sites. The observations reported in this paper were carried out on broadleaved forests (both deciduous and evergreen) that are largely predominant in Tuscany and central Italy.

Methods

The forests of Tuscany

Tuscany is about 23,000km² wide, with about 10,000km² (1Mha) of forests. Data on the extension of the forest types come from the regional forest inventory (Hoffmann *et al.* 1998). The main forest types are distributed along an altitudinal (from low to high altitude) gradient. They are: (a) evergreen Mediterranean forests with *Quercus ilex* L. in coastal and sub-coastal areas (240,000ha); (b) supra-Mediterranean thermophilous deciduous forests with deciduous oaks (*Quercus cerris* L., 240,000ha; *Quercus pubescens* Willd., 127,000ha) in the hilly areas in central Tuscany, from 300 to 800m a.s.l.; and (c) mesophilous deciduous forests with *Fagus sylvatica* L. (76,000ha) at the highest altitudes in the mountain areas (800-1,200m a.s.l.). Mediterranean and supra-Mediterranean forests may host relict populations of *F. sylvatica* in ecological niches at low elevation. These populations have great importance from a bioclimatic and conservational point of view.

Climatic features and trends

Average annual precipitation and annual temperature range from 1,500 to 2,500mm and from 7°C to 10°C, respectively, in the mountain areas, and from 600 to 850mm and 13°C to 17°C in the Mediterranean areas (Rapetti, Vittorini, 2012). While the mean annual precipitation was almost unchanged over the years (although with increasing erosivity: rainfall was concentrated in an increasing number of intense events, Vallebona *et al.* 2015), a global rise in the mean temperature is observed. The analysis of temporal series since 1955 (Bartolini *et al.* 2008) showed a general increase in minimum, maximum, and extreme temperatures. The maximum temperature increase (+0.44°C/decade) and the largest increases are projected in the eastern and southern areas of the region. The year 2022 was, in Tuscany, the hottest in the historical series since 1955, with a thermal anomaly of +2.2°C with respect to the 30-year mean (1961-1990). In this same year (2022), precipitation was reduced by 40% (LaMMA, 2023). Recent HDWs occurred in Italy in 2012 (Lorenzini *et al.* 2014), 2017 (Rita *et al.* 2019) and 2022 (SNPA, 2023).

Field assessments and observations

This study is based on the results of systematic observations on the permanent plots of the ICP Forest program in Tuscany (thirty Level I plots, as a subsample of the national network) (Box), according to the standardized European criteria and methods (Eichhorn *et al.* 2020). *Defoliation* is the most relevant parameter to assess the conditions of crowns. The results of the systematic network were integrated with field observations carried out during the last six years (2017-2022) in sites selected “ad hoc” in regional parks, public forests, and protected areas (Figure 1) where local personnel reported the presence of symptoms of decline.

Box

In the context of the efforts to monitor the impacts of atmospheric pollutants and acidic depositions on forests, a comprehensive program for the assessment of the conditions of forests was launched in Europe in 1985 (ICP Forests – International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests) under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP, now: Air convention) and the European Union Scheme on the Protection of Forests Against Atmospheric Pollution (ICP Forests, 2016).

Now, the objectives of the ICP Forests programme are widened. According to the 2016-2023 strategy (<https://www.icp-forests.org/pdf/strategy2016-2023.pdf>) “The mission of ICP Forests is to carry out multifunctional long-term monitoring of forests within the UNECE region and beyond and provide scientific knowledge on the effects of air pollution, climate change and other stressors on forest ecosystems”. The ICP Forests programme consists of a pan-European network of permanent monitoring plots, where extensive (Level I) and intensive (Level II) surveys have been carried out since the 1980s. The extensive survey comprises about 6.000 plots (18 x 18km grid across Europe), where the conditions of trees are assessed every year according to a standardized methodology (Eichhorn *et al.* 2020); the intensive survey comprises about 800 plots, where cause-effect relationships are investigated (for details and protocols see www.icp-forests.net). The activities carried out on Level II plots include tree crown conditions assessment, ground vegetation, tree growth, phenology, atmospheric depositions, soil circulating solution, meteorology, ozone visible symptoms. In both surveys, the most relevant indicator to assess the vitality/physiological status of trees has been “defoliation”, defined in the ICP Forests Manual for the visual assessment of crown condition and damaging agents, as needle or leaf loss in the crown as compared to a reference tree (Eichhorn *et al.* 2020). Defoliation is an unspecific indicator, integrating the intrinsic genetic constitution of trees and site effects (soil fertility, climatic features, structure, and composition of the forest stand). In the physiological sense, defoliation is a regulative mechanism used by trees to adapt to environmental or stand conditions which can be considered indicative of the plastic equilibrium of a tree in its own environment. External factors, such as abiotic and biotic stresses, can cause year-to-year variations of defoliation that, in turn, can have consequences on the physiological functioning of trees. Therefore, the differences in defoliation between subsequent years (ΔDef), rather than the defoliation levels, are better indicators of biotic and abiotic impacts.

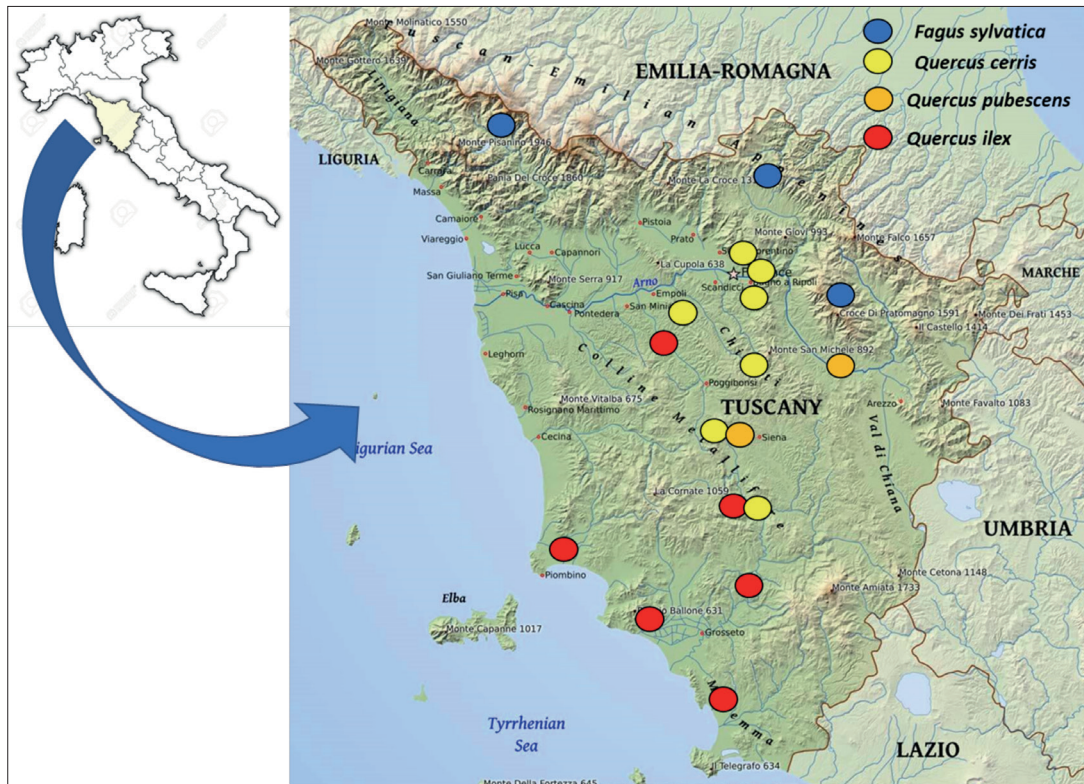


Figure 1 – Distribution of the surveyed sites in parks, publica and protected forests in Tuscany (background map from www.freeworldmaps.net).
F. sylvatica: A: Pratomagno; B: Mugello; C: Vallombrosa.
Q. cerris: D: Monte Morello; E: Poggio Valicaia; F: Montaione; G: Tatti; H: Colline Metallifere; I: Monterufoli-Caselli.
Q. pubescens: E: Poggio Valicaia; J: Chianti.
Q. ilex: H: Colline Metallifere; I: Monterufoli-Caselli; J: Tirli; K: Bandite di Scarlino; L: Punta Ala; M: Parco Regionale Maremma.

In the selected sites, we reported the presence of tree mortality and crown dieback, as well as the presence and progression of symptoms (e.g., leaf yellowing and shedding). The sites were visited during the summer months (July and August) after the spring flushing period and before the normal autumn foliar senescence. We observed forests with the main broadleaved species, both deciduous (*F. sylvatica*, *Q. cerris*, *Q. pubescens*) and evergreen (*Q. ilex*), taking into account, when relevant, sporadic and accompanying woody species (deciduous as *Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Fraxinus ornus* L., *Fraxinus angustifolia* Vahl., *Ostrya carpinifolia* Scop., *Carpinus betulus* L., *Acer campestre* L., *Acer monspessulanum* L., *Sorbus domestica* L., *Sorbus torminalis* (L.) Crantz. etc. and evergreen sclerophyllous as *Ilex aquifolium* L., *Myrtus communis* L., *Arbutus unedo* L., *Viburnum tinus* L., *Erica arborea* L., *Phillyrea latifolia* L., *Pistacia lentiscus* L.).

Results

Results from the ICP Forests network

The mean defoliation in Tuscany (2010-2022) follows the same trend of Italy (Figure 2, Bussotti *et al.* 2021, 2022), although at higher levels. There is a significant tendency to increase defoliation at national ($p < 0.001$) and regional ($p < 0.05$), with peaks corresponding to the 2012, 2017 and 2022 drought events. Figure 3A shows the defoliation pattern, at the national level, of the broadleaved species considered in this study (*F. sylvatica*, *Q. cerris*, *Q. pubescens*, *Q. ilex*). All species show significant positive trends of increasing defoliation (*F. sylvatica* and *Q. cerris*: $p < 0.001$; *Q. ilex*: $p < 0.05$), except for *Q. pubescens* ($p > 0.05$), although this latter showed the highest levels of defoliation. Tree mortality rates (Figure 3B) increased strongly after 2017 for all species but not for *Q. pubescens*.



Figure 2 – Trends of mean defoliation on broadleaves observed in Tuscany (30 plots) and in Italy (180 plots) (all plots aggregated) with time (period 2010-2022). Regression lines are indicated, and coefficient of regression (R^2) is given. The trends are significant both for Italy ($p < 0.01$) and Tuscany ($p < 0.05$). Bars indicate error standard (es).

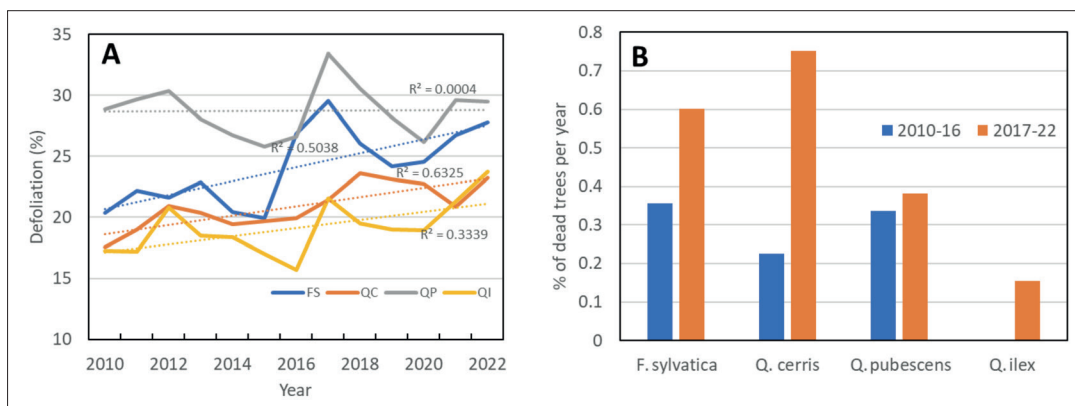


Figure 3 – (A) Trends of defoliation in the main broadleaved tree species in the Italian survey (FS = *Fagus sylvatica*, 39 plots; QC = *Quercus cerris*, 26 plots; QP = *Quercus pubescens*, 24 plots; QI = *Quercus ilex*, 13 plots). Trends are significant for FS ($p < 0.001$), QC ($p < 0.001$) and QI ($p < 0.05$), but not for QP ($p > 0.05$). (B) Variations of tree mortality percentage for the studied species according to two periods (2010-2016, 2017-2022) (all data came from the national ICP Forests survey, Bussotti et al. 2022).

Field observations on selected sites

Mediterranean evergreen forests

Widespread mortality and crown dieback were observed on tall trees and old coppices (> 50 years old) of *Quercus ilex* in southern Tuscany in summer 2017, especially on western and southern slopes facing the Tyrrhenian Sea (Pollastrini et al. 2019, Pasquini et al. 2023) (Figure 4A). The resprouting ability of this species from dormant buds at the stem collar or in crown

branches led to a partial vegetative recovery in the years following the extreme HDWs (Figure 4C). The adventitious branches produced in 2018-2019, however, died during the 2021 and 2022 droughts. Tree mortality, consequent to the 2017 HDW (Figure 4C) was accompanied by the spread of *Biscogniauxia mediterranea* (De Not.) Kuntze, a fungal endophyte that becomes pathogenic when tree health is declining (Capretti and Battisti, 2007). Several populations of cork oak (*Quercus suber* L.) were also severely

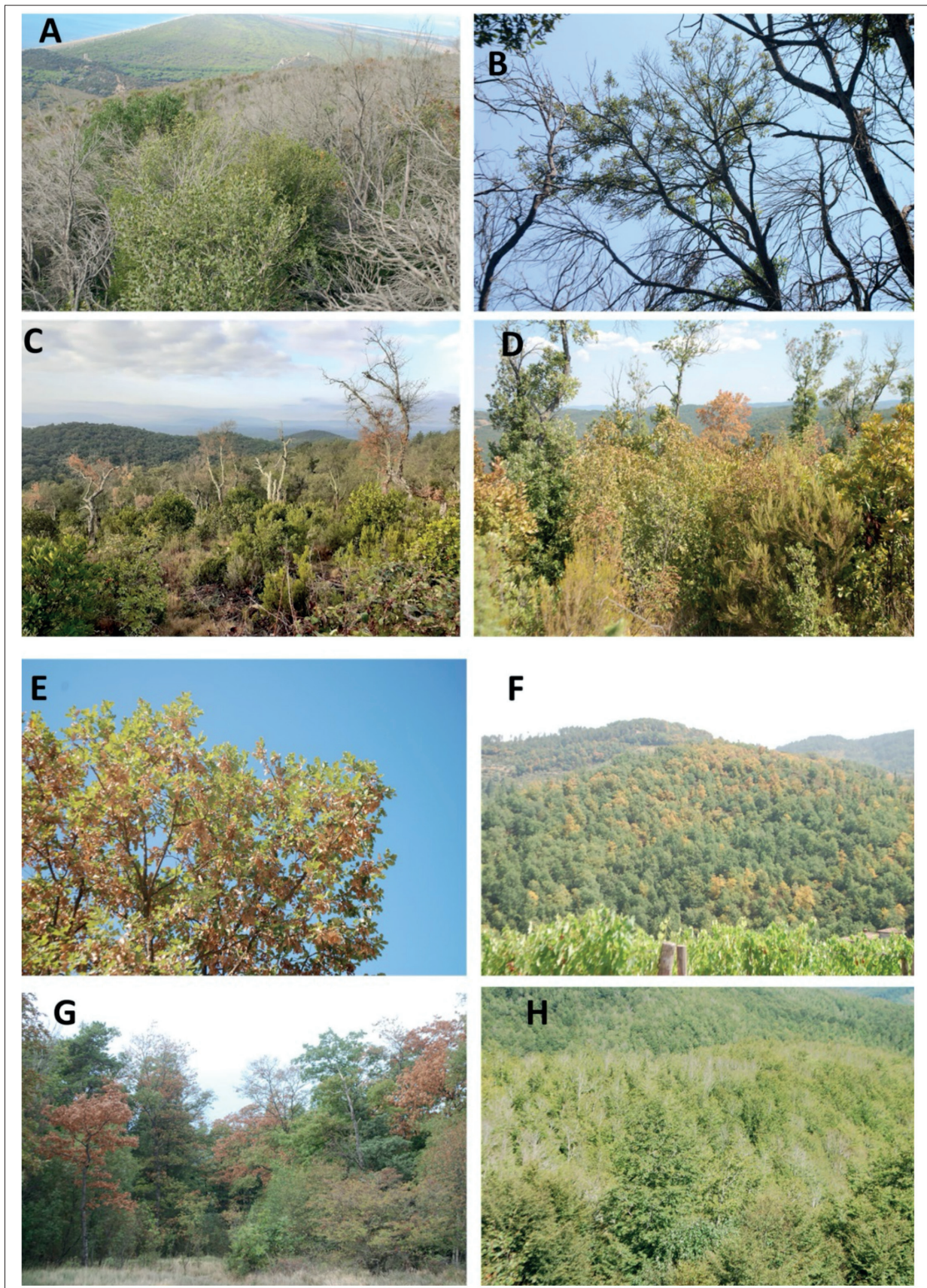


Figure 4 – (A-D) Evergreen Mediterranean forests (A: declining *Quercus ilex* in the Regional Natural Park of Maremma [southern Tuscany], with trees completely defoliated. Green crowns are *Phillyrea latifolia* trees; B: resprouting within the crown of *Quercus ilex*; C: ceclining *Quercus suber* in Southern Tuscany; D: Yellowing on the Mediterranean scrublands). (E-H) Deciduous forests (E: yellowing and foliar abscission in progress on *Quercus pubescens*; F: Hilly slope, with yellowing *Quercus pubescens*; G: *Quercus cerris* with dry crowns around Firenze; Defoliated *Fagus sylvatica* forest). All the photos were taken during the summer (July-August) 2022.

impacted, with numerous dead or declining trees, showing desiccated branches and high defoliation (Figure 4C). The 2017 drought's impacts were further enhanced by the events of 2021 and 2022. These climatic anomalies led to an increased virulence of opportunistic pathogens of the genus *Phytophthora* (oomycetes) and attacks by xylophagous insects such as *Platypus cylindrus*. Even the sclerophyllous evergreen shrubs of the Mediterranean maquis, usually considered resistant to water deficit and warm summers, were affected by extreme heat and drought (Figure 4D). The most damaged species were *M. communis*, *A. unedo*, *V. tinus*, *E. arborea*, and *P. latifolia*, while *P. lentiscus* was the less affected species. *Juniperus oxycedrus* L., a gymnosperm shrub common on serpentine soils, was also damaged.

Deciduous oak forests of the hill belt

The deciduous oak species, *Q. cerris* L. and *Q. pubescens*, were both affected but showed different symptoms of decline. *Quercus pubescens* leaves turned yellow and shed during the summer (late July-August), starting from the internal parts of the crown, until a complete defoliation. This behavior was observed in 2017 and 2021 in the populations growing on the hills of central Tuscany and around Firenze (Figure 4E-F). The affected trees recovered their foliage in the following year or even at the end of the summer season. This ability to restore the whole crown after drought indicates the resilience of this species. *Quercus cerris* showed only limited defoliation during heat and drought events, but frequent cases of sudden leaf yellowing and desiccation during the vegetative season (July-August), and subsequent mortality of individual trees were observed in the summer of 2022, even in populations living in their ecological optimum (Figure 5). Mortality occurred on tall trees and was often associated with the occurrence to *B. mediterranea* (Figure 5A-B). The sporadic and associated trees in the oak forests were also impacted by HDWs, in particular, *Acer campestre*, *A. monspessulanum*, *F. ornus*, *O. carpiniifolia*, *S. domestica*, *S. torminals* were the most damaged. Noteworthy, trees of the Rosaceae family, with fleshy fruits that serve as food for wildlife (*Sorbus* sp.pl., *Prunus avium* L., *Prunus spinosa* L., *Malus sylvestris* Mill., *Pyrus pyrastrer* (L.) Burgsd., *Crataegus* sp.pl.; *Rubus* sp.pl.), as well as other shrubs



Figure 5 – (A) Tall *Q. cerris* tree dead in Southern Tuscany after the 2017 drought, with visible attacks of *B. mediterranea* (B).

with similar fleshy fruits (*Arbutus unedo* L., *Cornus mas* L., *Cornus sanguinea* L.), could not bring to maturity their fruits. The impact on mesophilous and meso-hygrophilous woody species that are found in favorable sites within the Mediterranean or sub-Mediterranean areas, was also relevant. In 2022, cases of mortality were observed in populations of *F. sylvatica* and *Q. petraea*, accompanied by a similar decline in *C. betulus*, *F. angustifolia* and *I. aquifolium*.

Mountain forests

In the Apennine forests, *F. sylvatica* trees suffered drought and heat stress with defoliation and extensive foliar yellowing in the early summer (Figure 4H). Defoliation was especially intense in isolated individuals and proceeded from the top to the bottom of the crown. Defoliated crowns recovered in the years after the impacts, but defoliation was higher with respect to the pre-drought levels (Figure 3A). In highly unfavorable sites, mortality of whole trees or of single branches occurred due to extensive attacks of *Biscogniauxia nummularia* (Bull.) Kuntze. These impacts were also observed on the relict populations of *F. sylvatica* in the Mediterranean region.

Discussion

Considerable leaf loss (i.e., crown defoliation) during extremely dry periods is an adaptive mechanism of trees to reduce transpiration, or the consequence of xylem cavitation that induces hydraulic failure. Cavitation is one of the most likely causes of leaf shedding, branch desiccation, and tree death under extreme drought (Garcia-Forner *et al.* 2019; Limousin *et al.* 2023; Walthert *et al.* 2021) and may have consequences on tree water transport in the years after drought (Braun *et al.* 2021). The depletion of the reserves of non-structural carbohydrates (NSC), is another physiological consequence of drought stress (carbon starvation, Hartmann and Trumbore, 2016). This reduction is due to reduced photosynthesis, enhanced transpiration, and the consumption of the same NSC reserves to sustain tree recovery after defoliation (Wang *et al.* 2021). The restoration of NSC reserves may take several years, during which the trees are vulnerable to additional stress factors and opportunistic parasites and endophytes, that are often the ultimate cause of mortality (Anderegg *et al.* 2015). The interaction of the impact mechanisms (hydraulic failure, carbon starvation, and parasitic attacks) with the physiological strategies of trees to cope with stress, can explicate the different responses and species-specific behaviors observed in the field. For example, the different behaviors of *Q. cerris* and *Q. pubescens* is likely related to their specific ecophysiological responses to drought. *Quercus pubescens* has a conservative strategy than *Q. cerris* (Tognetti *et al.* 2007) moreover, this species showed, both in the national ICP Forests results and in the regional observations, the capacity to recover the crown after the HDWs. Cases of decline of *Q. pubescens* in Southern Italy, however, were associated with the interaction with drought and *Phytophthora* infections (Colangelo *et al.* 2018). The mortality in *Q. cerris*, observed both in the national network and confirmed at the regional level, can be the result of the combined effects of the history of each individual tree, which depends on genetic characteristics, local site conditions, and attacks from opportunistic parasites (Colangelo *et al.* 2018).

Empirical observations suggest that crown dieback and mortality are stronger in sites with ecological limitations (i.e., shallow soils of limestone or ultramafic nature, steep slopes, southern exposures) (Crouchet *et al.*

2019). This behavior, however, needs to be better explored with the intensification of the spatial resolution of the survey at the regional level. Overall, as consequence of climate worsening, the current distribution of main tree species is under contraction, and it will be restricted to favorable areas for their survival and growth. In non-optimal conditions these species will be replaced by other species and, thus, by different plant communities. Although considered adapted to drought, the evergreen sclerophyllous Mediterranean vegetation proved to be vulnerable to climate change. Mediterranean-type ecosystems evolved under warm and moist climatic conditions, in the Tertiary Period and subsequently adapted to increasing aridity in the Quaternary (for review, Bussotti and Pollastrini, 2020), so they are in a very delicate ecological balance. The *Q. ilex* forests today, still found in hot and dry areas, are already undergoing a regressive transformation into shrublands and garrigues with xero-thermophilous species. In turn, present-day garrigues are shifting into steppes or even undergoing processes of desertification.

In addition, forests will likely undergo a rapid structural simplification and changes in biodiversity (Borghetti *et al.* 2012), with the decline of the sporadic species (for ex., *Sorbus* sp.pl., *Malus sylvestris* Mill., *Taxus baccata* L., etc.) (Carrari *et al.* 2016) and the impact on the relict populations of *F. sylvatica*, that survive in restricted microclimatic sites within Mediterranean communities. Already at the limit of the species niche, these populations are in fact strongly affected by increasing drought, since their survival requires temporal climatic and ecological stability (Manes *et al.* 2021). This is also the case of *Q. petraea* populations in central Tuscany, whose decline started in the last years of the XX century following a sharp rise in temperatures, as documented by the analysis of tree rings (Iacopetti *et al.* 2022).

Conclusions

Our observations and results support the relevance of continuous monitoring for the adaptive management of forests under climate change. It is therefore advisable to improve the current regional network (ICP Forest Level I) to include critical areas and make specific observations in the most vulnerable

forest conditions. One idea is to make sentinel plots where, in addition to the routine monitoring activities, several physiological indicators of tree vitality and stress should be assessed (Niinemets, 2010; Bussotti, Pollastrini, 2017a, b). Indicators of photosynthetic efficiency (chlorophyll content and fluorescence), tree water use (isotopic composition) and resilience (carbon reserve, NSC) could be measured on field trees (for detail, see Bussotti, Pollastrini, 2015, 2021). The contribution of citizens for the detection of tree mortality and symptoms of decline (*citizen science*, Castellaneta *et al.* 2021) is also advisable.

The magnitude of the ongoing effects of climate change on forests requires revising the forest management criteria (Borghetti *et al.* 2021). Preserving forest cover, and thus microclimate, can buffer the effects of increasing temperatures and aridity on regeneration and understorey forest plants (De Frenne *et al.* 2013), especially in the Mediterranean region, and can prevent soil degradation, otherwise exposed to erosion by heavy rainfalls. Preserving microclimate and soil is also important for the survival of relict populations of biogeographical relevance.

The findings reported in this paper provide new evidence about the impacts of changing environments on forest vegetation and the needs for forest management in a context of climate change. The variety of species-specific and site-specific responses observed in forest ecosystems, and the intra-annual patterns described, can inspire new research and monitoring activities.

Acknowledgements

The research has been carried out within the project “LIFE MODERn(NEC) – new MONitoring system to Detect the Effects of Reduced pollutants emissions resulting from NEC Directive adoption” – LIFE20 GIE/IT/000091.

The authors acknowledge support from the National Biodiversity Future Center to University of Florence, funded by the Italian Ministry of University and Research, PNRR, Missione 4 Componente 2, “Dalla ricerca all’impresa”, Investimento 1.4, Project CN00000033.

References

- Anderegg, W.R.L., Hicke, J.A., Fisher, R.A., Allen, C.D., Aukema, J., Bentz, B., Hood, S., Lichstein, J.W., Macalady, A.K., McDowell, N., Pan, Y., Raffa, K., Sala, A., Shaw, J.D., Stephenson, N.L., Tague, C., Zeppel, M. (2015). Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. *New Phytol.* 208, 674-683.
- Bartolini, G., Morabito, M., Crisci, A., Grifoni, D., Torrigiani, T., Petralli, M., Maracchi, G., Orlandini, S. (2008). Recent trends in Tuscany (Italy) summer temperature and indices of extremes. *Int. J. Climatol.* 28, 1751-1760.
- Bartolini, G., Betti, G., Gozzini, B., Iannuccilli, M., Magno, R., Messeri, G., Spolverini, N., Torrigiani, T., Vallorani, R., Grifoni, D. (2022). Spatial and temporal changes in dry spells in a Mediterranean area: Tuscany (central Italy), 1955-2017. *Int. J. Climatol.* 42(3), 1670-1691.
- Borghetti, M., Colangelo, M., Ripullone, F., Rita, A. (2021). Ondate di siccità e calore, spunti per una selvicoltura adattativa. *Forest@* 18(1), 49-57.
- Braun, S., Hopf, S.E., Tresch, S., Remund, J., Schindler, C. (2021). 37 Years of Forest Monitoring in Switzerland: Drought Effects on *Fagus sylvatica*. *Front. for. glob. change* 4, 765782.
- Bussotti, F., Bettini, D., Carrari, E., Selvi, F., Pollastrini, M. (2023). Cambiamenti climatici in atto: osservazioni sugli impatti degli eventi siccitosi sulle foreste toscane. *Forest@* 20, 1-9.
- Bussotti, F., Papitto, G., Di Martino, D., Cocciufa, C., Cindolo, C., Cenni, E. *et al.* (2021). Defoliation, Recovery and Increasing Mortality in Italian Forests: Levels, Patterns and Possible Consequences for Forest Multifunctionality. *Forests* 12, 1476.
- Bussotti, F., Papitto, G., Di Martino, D., Cocciufa, C., Cindolo, C., Cenni, E., Bettini, D., Iacopetti, G., Pollastrini, M. (2022). Le condizioni delle foreste italiane stanno peggiorando a causa di eventi climatici estremi? Evidenze dalle reti di monitoraggio nazionali ICP Forests - CON. ECO. FOR. *Forest@* 19, 74-81.
- Bussotti, F., Pollastrini, M. (2015). Evaluation of leaf features in forest trees: methods, techniques, obtainable information and limits. *Ecol. Indic.* 52, 219-230.
- Bussotti, F., Pollastrini, M. (2017a). Observing climate change impacts on European forests: what works and what does not in ongoing long-term monitoring networks. *Front. Plant Sci.* 8, 629.
- Bussotti, F., Pollastrini, M. (2017b). Traditional and novel indicators of climate change impacts on European forest trees. *Forests* 8, 137.
- Bussotti, F., Pollastrini, M. (2020). Opportunities and Threats of Mediterranean Evergreen Sclerophyllous Woody Species Subjected to Extreme Drought Events. *App. Sci.* 10, 8458.
- Bussotti, F., Pollastrini, M. (2021). Revisiting the concept of stress in forest trees at the time of global change and issues for stress monitoring. *Pl. Stress* 2, 100013.
- Capretti, P., Battisti, A. (2007). Water stress and insect defoliation promote the colonization of *Quercus cerris* by the fungus *Biscogniauxia mediterranea*. *For. Pathol.* 37, 129-135.
- Carnicer, J., Coll, M., Ninyerola, M., Pons, X., Sánchez, G., Peñuelas, J. (2011). Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree

- mortality with increased climate change-type drought. *PNAS* 108, 1474-1478.
- Carrari, E., Ampoorter, E., Coppi, A., Selvi, F. (2016). Diversity of secondary woody species in relation to species richness and cover of dominant trees in thermophilous deciduous forests, *Scand. J. For. Res.* 31(5), 484-494.
- Castellaneta, M., Borghetti, M., Colangelo, M., Lapolla, A., Rita, A., Ripullone F. (2021). SilvaCuore: un'App per monitorare lo stato di salute delle foreste italiane. *Forest@* 18, 74-78.
- Colangelo, M., Camarero, J.J., Borghetti, M., Gentilella, T., Oliva, J., Redondo, M.-A., Ripullone, F. (2018). Drought and *Phytophthora* are associated with the decline of oak species in Southern Italy. *Front. Plant Sci.* 9, 1595.
- Coppi, A., Lazzaro, L., Selvi, F. (2022) Plant mortality on ultramafic soils after an extreme heat and drought event in the Mediterranean area. *Plant Soil* 471, 123-139.
- Crouchet, S.E., Jensen, J., Schwartz, B.F., Schwinning S. (2019) Tree Mortality After a Hot Drought: Distinguishing Density-Dependent and -Independent Drivers and Why It Matters. *Front. For. Glob. Change* 2, 21.
- De Frenne, P., Rodríguez-Sánchez, F., Coomes, D.A., Baeten, L., Verstraeten, G., Vellend, M., Bernhardt-Römermann, M., Brown, C.D., Brunet, J., Cornelish, J., Decocq, G.M., Dierschke, H., Eriksson, O., Gilliam, F.S., Hédl, R., Heinken, T., Hermy, M., Hommel, P., Jenkins, M.A., Kelly, D.L., Kirby, K.J., Mitchell, F.J.G., Naaf, T., Newman, M., Peterken, G., Petřík, P., Schultz, J., Sonnier, G., Van Calster, H., Waller, D.M., Walther, G.-R., White, P.S., Woods, K.D., Wulf, M., Graae B.J., Verheyen K. (2013). Microclimate moderates plant responses to macroclimate warming. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 110, 18561-18565.
- Eichhorn, J., Roskams, P., Potočić, N., Timmermann, V., Ferretti, M., Mues, V., Szepesi, A., Durrant, D., Seletković, I., Schröck, H. W., Nevalainen, S., Bussotti, F., Garcia, P., Wulff, S. (2020). Part IV: visual assessment of crown condition and damaging agents, version 2020-3. In: UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.) *Manual on Methods and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests*. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany: 49.
- García-Fórner, N., Biel, C., Savé, R., Martínez-Vilalta, J. (2019). Isohydric species are not necessarily more carbon limited than anisohydric species during drought. *Tree Physiol.* 37, 441-455.
- George, J.-P., Bürkner, P.-C., Sanders, T.G.M., Neumann, M., Cammalleri, C., Vogt, J.V., Lang, M. (2022). Long-term forest monitoring reveals constant mortality rise in European forests. *Plant Biol.* 24(7), 1108-1119.
- Hartmann, H., Trumbore, S. (2016). Understanding the roles of nonstructural carbohydrates in forest trees - from what we can measure to what we want to know. *New Phytol.* 211, 386-403.
- Hoffman, A., Goretti, D., Merendi, A., Tabacchi, G., Vignoli, M., Bernetti, G. (eds.). (1998). *L'Inventario Forestale*. Serie: Boschi e Macchie della Toscana. Regione Toscana-Giunta Regionale.
- Iacopetti, G., Bouriaud, O., Selvi, F., Bussotti, F., Pollastrini, M., Jucker, T. (2022). Tree diversity and identity modulate the growth response of thermophilous deciduous forests to climate warming. *Oikos* 9, 105.
- ICP-Forests (2016). *30 years of monitoring the effects of long range transboundary air pollution on forests in Europe and beyond*. Available at: <http://icp-forests.net/> Last accessed 21.8.2023
- ICP-Forests (2023). *International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests*. Available at: <http://icp-forests.net/> Last accessed 21.8.2023
- IPCC (2022). *Climate change 2022*. Impacts, adaptation and vulnerability. Working Group II, Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, WMO-UNEP
- LaMMA (2023). *Il 2022 un anno estremo per il clima in Toscana*. <https://www.ars.toscana.it/2-articoli/4869-il-2022-un-anno-estremo-per-il-clima-in-toscana.html>. Last accessed 21.8.2023
- Limousin, J.-M., Roussel, A., Rodríguez-Calcerrada, J., Torres-Ruiz, J.M., Moreno, M., Jalon, L.G., Ourcival, J.-M., Simioni, G., Cochard, H., Martin-StPaul, N. (2022). Drought acclimation of *Quercus ilex* leaves improves tolerance to moderate drought but not resistance to severe water stress. *Plant Cell Environ.* 45, 1967-1984.
- Lorenzini, G., Pellegrini E., Campanella, A., Nali, C. (2014). It's not just the heat and the drought: the role of ozone air pollution in the 2012 heat wave. *Agrochimica* 58, 40-42.
- Magno, R., De Filippis, T., Di Giuseppe, E., Pasqui, M., Rocchi, L., Gozzini, B. (2018). Semi-automatic operational service for drought monitoring and forecasting in the Tuscany Region. *Geosciences* 8, 49.
- Manes, S., Costello, M.J., Beckett, H., Debnath, A., Devenish-Nelson, E., Grey, K.-A., Jenkins, R., Ming Khan, T., Kiessling, W., Krause, C., Maharaj, S.S., Midgley, G.F., Price, J., Talukdar, G., Vale, M.M. (2021). Endemism increases species' climate change risk in areas of global biodiversity importance. *Biol. Conserv.* 257, 109070.
- Niinemets, Ü. (2010). Responses of forest trees to single and multiple environmental stresses from seedlings to mature plants: Past stress history, stress interactions, tolerance and acclimation. *Forest Ecol. Manage.* 260, 1623-1639.
- Pasquini, D., Gori, A., Pollastrini, M., Alderotti, F., Centritto, M., Ferrini, F., Brunetti, C. (2023). Effects of drought-induced holm oak dieback on BVOCs emissions in a Mediterranean forest. *Sci. Tot. Environ.* 857, 159635.
- Pollastrini, M., Puletti, N., Selvi, F., Iacopetti, G., Bussotti, F. (2019). Widespread crown defoliation after a drought and heat wave in the forests of Tuscany (central Italy) and their recovery - a case study from summer 2017. *Fr. For. Glob. Ch.* 2, 74.
- Potočić, N., Timmermann, V., Ognjenović, M., Kirchner, T., Prescher, A.-K., Ferretti, M. (2021). *Tree health is deteriorating in the European forests*. ICP Forests. Brief No. 5. Programme Co-ordinating Centre of ICP Forests, Thünen Institute of Forest Ecosystems.
- Rapetti, F., Vittorini, S. (2012). Note illustrative della carta climatica della Toscana. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat. Mem. Serie A.* 117-119, 41-74.
- Rita, A., Camarero, J.J., Nolè, A., Borghetti, M., Brunetti, M., Pergola, N., Serio, C., Vicente Serrano, S.M., Tramutoli, V., Ripullone F. (2019). The impact of drought spells on forests depends on

- site conditions: the case of 2017 summer heat wave in southern Europe. *Glob. Ch. Biol.* 26, 851-863.
- Romano, E., Petrangeli, A.B., Salerno, F., Guyennon, N. (2022). Do recent meteorological drought events in central Italy result from long-term trend or increasing variability? *Int. J. Clim.* 42(7), 4111-4128.
- Schuldt, B., Buras, A., Arend, M., Vitasse, Y., Beierkuhnlein, C., Damm, A., Gharun, M., Grams, T.E.E., Hauck, M., Hajek, P., Hartmann, H., Hiltbrunne, E., Hoch, G., Holloway-Phillips, M., Körner, C., Larysch, E., Lübke, T., Nelson D.B., Rammig, A., Rigling, A., Rose, L., Ruehr, N.K., Schumann, K., Weiser, F., Werner, C., Wohlgemuth, T., Zang, C.S., Kahmen, A. (2020). A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic Appl. Ecol.* 45, 1-18.
- SNPA – Sistema Nazionale per la Protezione dell' Ambiente (2023). *Il clima in Italia nel 2022*. <https://www.snpambiente.it/2023/07/20/il-clima-in-italia-nel-2022/> Report Sistema SNPA 36/2023, pp. 178. ISBN 978-88-448-1168-6. Last accessed: 21.8.2023
- Tognetti, R., Longobucco, A., Raschi, A. (1998)- Vulnerability of xylem to embolism in relation to plant hydraulic resistance in *Quercus pubescens* and *Quercus ilex* co-occurring in a Mediterranean coppice stand in central Italy. *New Phytol.* 139, 437-447.
- Vallebona, C., Pellegrino, E., Frumento, P., Bonari, E. (2015) Temporal trends in extreme rainfall intensity and erosivity in the Mediterranean region: a case study in southern Tuscany, Italy. *Climatic Change* 128, 139-151
- Walthert, L., Ganthaler, A., Mayr, S., Saurer, M., Waldner, P., Walser, M., Zweifel R., von Arx, G. (2021). From the comfort zone to crown dieback: Sequence of physiological stress thresholds in mature European beech trees across progressive drought. *Sci. Tot. Environ.* 753, 141792.
- Wang, Z., Zhou, Z., Wang, C. (2021). Defoliation-induced tree growth declines are jointly limited by carbon source and sink activities. *Sci. Tot. Environ.* 762, 143077.



Monomorium carbonarium in south-eastern France (Hymenoptera: Formicidae)

Daniel PAVON^{1*}, Élise BUISSON², Olivier BLIGHT², Christophe GALKOWSKI³

1. Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie, Aix-Marseille Université, Avignon Université, CNRS, IRD, IMBE. Technopôle Arbois Méditerranée, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 04 France.

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

3. Antarea, 104 route de Mounic, 33160 Saint-Aubin-de-Médoc

* Corresponding author: daniel.pavon@imbe.fr

Received: 20 May, 2023; First decision: 30 May, 2023; Re-submitted: 12 June, 2023; Accepted: 18 June, 2023

Abstract

Monomorium carbonarium (Smith, 1858) is reported for the first time from south-eastern France. This new localization indicates that this invasive insect may be more widespread over the country.

Introduction

Biological invasions represent one of the major causes of biodiversity loss after direct destruction of habitats (Bellard *et al.* 2016; Lowe *et al.* 2000) and generate high costs for society (Turbelin *et al.* 2023). Fortunately, not all alien species have serious ecological, and socio-economic impacts in the areas where they have been introduced (Mack *et al.* 2000; Williamson 1996).

Out of the approx. 15,000 described ant species, around 250 are currently considered alien species (i.e. introduced outside their native range) (Bertelsmeier 2021). About 40 alien ant species are established in Mediterranean Europe (Schifani 2019), some of which are

included in the IUCN “top 100 world’s worst invasive alien species” (Lowe *et al.* 2000), such as the Argentine ant, *Linepithema humile* and the electric ant, *Wasmannia auropunctata*. In France, three alien ant species have established permanent and stable populations among which *Monomorium carbonarium* (Blatrix *et al.* 2018).

Monomorium carbonarium (Smith 1858) belongs to the “*M. monomorium* group” (Bolton 1987; Lebas *et al.* 2016). Now widely dispersed across the world, it is native to the western Atlantic islands in the Macaronesian biogeographic domain (described from Madeira and present in the Azores). In continental Europe, it was first discovered in the Atlantic Iberian coast, in Spain (San Sebastián, Guipúzcoa county) (Espadaler & Collingwood 2001) and in Portugal next to Viana do Castelo (Collingwood & Prince 1998). More recently, its presence has been confirmed in other counties of Spain, in Cádiz (Reyes-López & Taheri 2018), Alicante (Arcos Gonzalez 2021) and Catalonia (Arcos Gonzalez 2021; Gómez 2015; Miravete *et al.* 2013). In the latter, this species was observed indoors, living on the 7th floor of a building in Castelldefels (Espadaler & Castillo 2014).

Keywords: alien species, ant, urban area, Mediterranean.

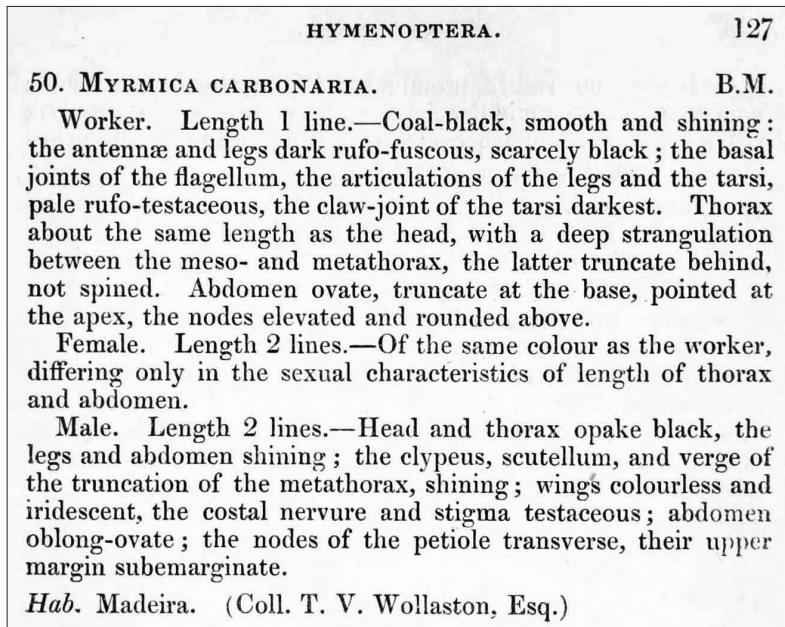


Figure 1 – Original protologue by Frederick Smith in 1858.



Figure 2 – View of a worker of Salon-de-Provence (@C. Galkowski).



Figure 3 – View of habitat ("place Morgan").

In the World, its presence is now confirmed in Central and North America, the Iberian Peninsula, France, Egypt, Iraq, Yemen, Oman, India and China (Janicki *et al.* 2016; Guénard *et al.* 2017; AntMaps 2023). It seems to be a rather thermophilic species that likes dry and anthropized environments (Wetterer *et al.* 2004, 2007).

In France, *M. carbonarium* was first observed in Yeu island (Vendée county) by Janine Casevitz-Weulersse in 1970 (Galkowski 2008). Now, it is known from 13 counties (AntArea 2023), mainly in the Atlantic biogeographic domain (see also Blatrix *et al.* 2018). However, its presence in the French Mediterranean region is confirmed by a recent observation in Port-Vendres in the county of Pyrénées-Orientales (AntArea website: C. Galkowski, C. Lebas, 29/03/2019). Like in north-eastern Spain, *Monomorium carbonarium* was observed living indoors, on the 2nd floor of a school in Pauillac (Gironde county, C. Galkowski, pers. obs.).

Material and methods

This ant was detected in a square ("place Morgan": lat. 43.63918° / long. 5.09492°; alt.: 72m) of the center of the city of Salon-de-Provence (south-eastern France, Bouches-du-Rhône county).

Workers were sighted by direct visualization.

Results

Monomorium carbonarium

(Smith, 1858)

- Basionyme: *Myrmica carbonaria* (Smith, 1858) [Cat. Hymen. Insects Coll. British Museum, p. 127] (Figure 1).
- Locus typicus: Madeira
- Supposed original distribution: Macaronesian islands

The individuals collected in Salon-de-Provence were identified by C. Galkowski and compared to other populations from different localizations in western France. It is a small black ant of about 2-2.5mm in length for the workers (Figure 2). It can be confused

at first glance with a *Plagiolepis* but the latter genus, which belongs to the Formicinae subfamily, has a simple petiole and 11-segmented antennae. Conversely, the genus *Monomorium* belongs to the subfamily Myrmicinae and has a double petiole and 12-segmented antennae. Its small size, its completely dark coloration and the lack of spines on the thorax are characters which locally allow an easy distinction compared to the other genera of the subfamily. The first observation was made on April 22nd 2023 in “place Morgan”. This square has been completely renovated about ten years ago. It hosts a farmer’s market with fruits and vegetables once a week, as well as entertainment events (concerts, fairgrounds, etc.) less frequently. It is very sparsely vegetated and there are only a few trees arranged in large planters. A colony was detected at the foot of a tree (Figure 3).

To finish, we present a map of the species current distribution in France, which is likely to become obsolete very quickly (Figure 4).

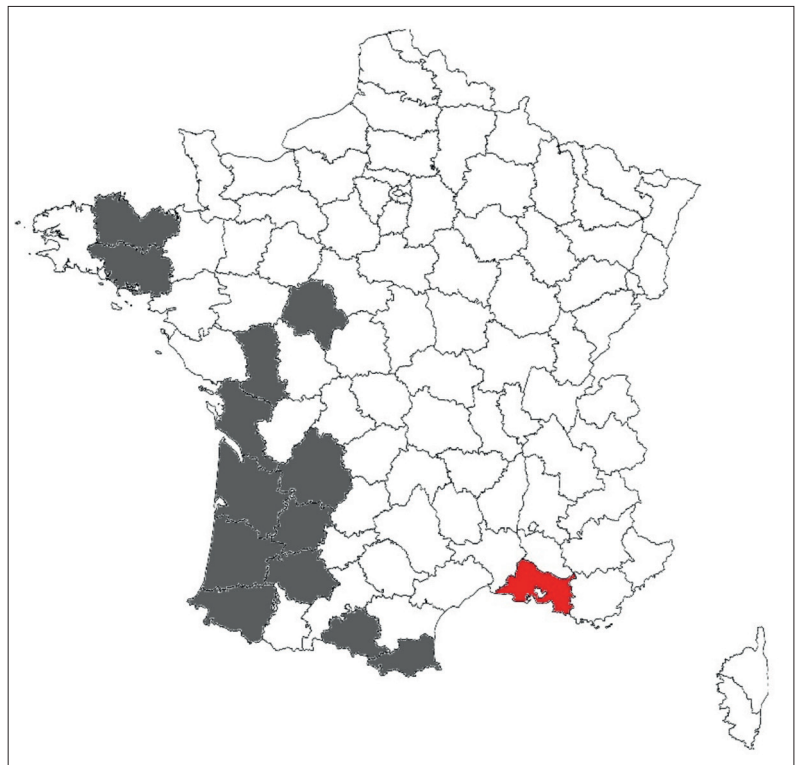


Figure 4 – French distribution map (in red the recent discovery).

Discussion and conclusions

The small black ant *Monomorium carbonarium* is spreading in France, and we believe that there is unfortunately nothing that can be done to prevent or even slow its expansion.

To date, no impacts have been reported to local ecosystems and species or human populations and economic activities to characterize the species as an invasive alien species, unlike other introduced species, such as *Linepithema humile* (Carpintero *et al.* 2005; Touyama *et al.* 2003; Wetterer *et al.* 2009) or *Tapinoma spp.* (Centanni *et al.* 2022; Gippet *et al.* 2022; Lenoir & Galkowski 2017; Seifert *et al.* 2017).

It will be interesting to follow its progress and in particular its possible encounters with the two other invasive species mentioned previously (Berville *et al.* 2016; Berquier *et al.* 2018; Blight *et al.* 2009, 2010, 2014). It must now be considered as an additional species to the myrmecological fauna of Provence.

References

- AntArea (2023). Étude, identification, répartition, localisation des fourmis françaises métropolitaines. Available at: <https://antarea.fr/>. Last accessed 12.06.2023.
- AntMaps (2023). Ant maps. Available at: <https://antmaps.org>. Last accessed 12.06.2023.
- Arcos Gonzalez, J. (2021). New records of the exotic black little ant *Monomorium carbonarium* in the Iberian Peninsula and discovery of the ergatoid queen (Hymenoptera: Formicidae). *Fragmenta entomologica*, 53(1), 69-74.
- Bellard, C., Cassey, P. & Blackburn, T.M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*, 12, 20150623.
- Berquier, C., Lebas, C. & Andrei-Ruiz, M.-C. (2018). Étude du peuplement des Formicidae des arrière-dunes littorales du site de Campo dell’Oro (Ajaccio, Corse) et de la compétition entre deux taxons à caractère envahissant: *Linepithema humile* (Mayr, 1868) et *Tapinoma nigerrimum* (Nylander, 1856). *Revue d’écologie (Terre et Vie)* 73(1), 12-22.
- Bertelsmeier, C. (2021). Globalization and the anthropogenic spread of invasive social insects. *Current Opinion in Insect Science* 46, 16-23.
- Berville, L., Renucci, M., Vidal, P. & Provost, E. (2016). Peuplement myrmécologique et évaluation de l’invasion de *Linepithema humile* sur les îles de Marseille (Bouches-du-Rhône, France). *Revue d’écologie (Terre et Vie)* 71(3), 278-287.
- Blatrix, R., Colin, T., Wegnez, P., Galkowski, C. & Geniez, P. (2018). Introduced ants (Hymenoptera: Formicidae) of mainland France and Belgium, with a focus on greenhouses. *Annales de La Société entomologique de France* (n.s.) 54(4), 293-308.
- Blight, O., Orgeas, J., Renucci, M., Tirard, A. & Provost, E. (2009). Where and how Argentine ant (*Linepithema humile*) spreads in Corsica? *C. R. Biologies* 332, 747-751.
- Blight, O., Orgeas, J., Torre, F. & Provost, E. (2014). Competitive dominance in the organization of

- Mediterranean ant communities. *Ecological Entomology* 39(5), 595-602.
- Blight, O., Provost, E., Renucci, M., Tirard, A. & Orgeas, J. (2010). A native ant armed to limit the spread of the Argentine ant. *Biological Invasions* 12, 3785-3793.
- Bolton, B. (1987). A review of the *Solenopsis* genus-group and revision of Afrotropical *Monomorium* Mayr (Hymenoptera: Formicidae). *Bulletin of the British Museum (Natural History) (Ent)* 54, 263-452.
- Carpintero, S., Reyes-López, J. & Arias de Reyna, L. (2005). Impact of Argentine ants (*Linepithema humile*) on an arboreal ant community in Doñana National Park, Spain. *Biodiversity and Conservation* 14, 151-163.
- Centanni, J., Kaufmann, B., Blatrix, R., Blight, O., Dumet, A., Jay-Robert, P. & Vergnes, A. (2022). High resolution mapping in Southern France reveals that distributions of supercolonial and monodomous species in the *Tapinoma nigerrimum* complex (Hymenoptera: Formicidae) are related to sensitivity to urbanization. *Myrmecological News* 32, 41-50.
- Collingwood, C.A. & Prince, A. (1998). A guide to ants of continental Portugal (Hymenoptera: Formicidae). *Boletim da Sociedade Portuguesa de Entomologia*. Suplemento, 5, 1-49.
- Espadaler, X. & Castillo, A. (2014). *Monomorium carbonarium* (F. Smith) surviving indoors in NE Spain (Hymenoptera, Formicidae). *Orsis*, 28, 149-151.
- Espadaler, X. & Collingwood, C.A. (2001) ("2000"). Transferred ants in the Iberian Peninsula (Hymenoptera, Formicidae). *Nouvelle Revue d'entomologie* (n.s.) 17, 257-263.
- Galkowski, C. (2008). Quelques fourmis nouvelles ou intéressantes pour la faune de France (Hymenoptera, Formicidae). *Bull. Soc. Linn. Bordeaux*, tome 143 (n.s.), 36(4), 423-433.
- Gippet, J. M.W., Goerrge, L. & Bertelsmeier, C. (2022). Local coexistence of native and invasive ant species is associated with micro-spatial shifts in foraging activity. *Biological Invasions* 24, 761-773.
- Gómez, C. (2015). Nuevas localizaciones de *Monomorium carbonarium* (F. Smith, 1858) (Hymenoptera, Formicidae) en ciudades del nordeste de la península ibérica. *Iberomyrmex* 7, 26.
- Guénard, B., Weiser, M., Gomez, K., Narula, N. & Economo, E.P. (2017). The Global Ant Biodiversity Informatics (GABI) database: a synthesis of ant species geographic distributions. *Myrmecological News* 24, 83-89.
- Janicki, J., Narula, N., Ziegler, M., Guénard, B. & Economo, E.P. (2016). Visualizing and interacting with large-volume biodiversity data using client-server web-mapping applications: The design and implementation of antmaps.org. *Ecological Informatics* 32, 185-193.
- Lebas, C., Galkowski, C., Blatrix, R. & Wegnez, P. (2016). *Fourmis d'Europe occidentale*. Delachaux & Niestlé edit., Paris, 415 p.
- Lenoir, A. & Galkowski, C. (2017). Sur la présence d'une fourmi envahissante (*Tapinoma magnum*) dans le Sud-Ouest de la France. *Bull. Soc. Linn. Bordeaux* 152 (n.s.), 45(4), 449-453.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. (2000). *100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the Global Invasive Species Database*. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12 p.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F.A. (2000). Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Applic.* 10, 689-710.
- Miravete, V., Roura-Pascual, N. & Gómez, C. (2013). Presence of *Monomorium carbonarium* (F. Smith, 1858) (Hymenoptera, Formicidae) in the north-eastern Iberian Peninsula. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.)* 53, 339-340.
- Reyes-López, J.-L. & Taheri, A. (2018). First checklist of ants (Hymenoptera, Formicidae) of urban green areas in Cádiz (Andalusia, Spain). *Boln. Asoc. Esp. Ent.* 42(3-4), 217-223.
- Schifani, E. (2019). Exotic Ants (Hymenoptera, Formicidae) Invading Mediterranean Europe: a Brief Summary over About 200 Years of Documented Introductions. *Sociobiology* 66(2), 198-208.
- Seifert, B., d'Eustacchio, D., Kaufmann, B., Centorame, M., Lorite, P. & Modica, M.V. (2017). Four species within the supercolonial ants of the *Tapinoma nigerrimum* complex revealed by integrative taxonomy (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 24, 123-144.
- Smith, F. (1858). *Catalogue of the Hymenopterous Insects in the Collection of the British Museum*. 6. Formicidae. London, 216 p.
- Touyama, Y., Ogata, K. & Sugiyama, T. (2003). The Argentine ant, *Linepithema humile*, in Japan: Assessment of impact on species diversity of ant communities in urban environments. *Entomological Science* 6, 57-62.
- Turbelin AJ., Cuthbert, R.N., Essl, F., Haubrock, P.J., Ricciardi, A. & Courchamp, F. (2023). Biological invasions are as costly as natural hazards. *Perspectives in Ecology and Conservation* 21(2), 143-150.
- Wetterer, J.K., Espadaler, X., Wetterer, A.L. & Cabral, S.G.M. (2004). Native and Exotic Ants of the Azores (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 44(1), 1-19.
- Wetterer, J.K., Espadaler, X., Wetterer, A.L., Aguin-Pombo, D. & Franquinho-Aguiar, A.M. (2007). Ants (Hymenoptera: Formicidae) of the Madeiran Archipelago. *Sociobiology* 49(2), 1-33.
- Wetterer, J.K., Wild, A.L., Suarez, A.W., Roura-Pascual, N. & Espadaler, X. (2009). Worldwide spread of the Argentine ant, *Linepithema humile* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 12, 187-194.
- Williamson, M. (1996). *Biological invasions*. Chapman & Hall, London, 244 p.

Physical evidence of a blue shark (*Prionace glauca*) fatally injured by a swordfish (*Xiphias gladius*) in the north-western Mediterranean

Preuve physique d'un requin bleu (Prionace glauca) mortellement blessé par un espadon (Xiphias gladius) en Méditerranée nord-occidentale

Romain WLODARCZYK^{1,*}, Chloée DEMAZOIN¹, Nicolas ZIANI¹, Thierry THIBAUT²

1. Groupe phocéén d'étude des requins (GPER), 13008 Marseille, France

2. Aix-Marseille University and University of Toulon, MIO (Mediterranean Institute of Oceanography), CNRS, IRD, Campus of Luminy, Marseille, France

* Corresponding author: romainwlodarczyk1@gmail.com

Abstract

The blue shark *Prionace glauca* and the swordfish *Xiphias gladius* are two large apex predators in the Mediterranean Sea. The overlap of their ecological niche can lead to competition between the two species for the same food resources. Furthermore, their similar reproductive periods in the Mediterranean may intensify this competition. However, interactions between these animals can result in aggressive behaviors of the swordfish towards the blue shark. This study highlights a case of fatal interaction between one or more swordfish *X. gladius* and a female blue shark *P. glauca* found stranded on July 30, 2022, in Hyères (Var, France), exhibiting two external head injuries, one of which contained the distal fragment of a swordfish rostrum. The shark was observed alive for a period of three days before its death and displayed abnormal and repetitive swimming behavior. The hypothesis is that the

impact of the rostrum on the shark's body may have induced internal injuries leading to potential hemorrhage having certainly been aggravated by repeated self-mutilations of the shark onshore. This study suggests that the swordfish may have potentially developed an adaptive defense or attack strategy during its coevolution with organisms perceived as competitors or threats, such as the blue shark in our case. Similar cases to this study warrant further investigation to confirm the existence of this adaptive swordfish strategy against sharks.

Résumé

Le requin bleu *Prionace glauca* et l'espadon *Xiphias gladius* sont deux grands prédateurs supérieurs en mer Méditerranée. Le chevauchement de leur niche écologique peut entraîner une compétition entre les deux espèces pour les mêmes ressources

Keywords: blue shark, swordfish, competition, strategy, Mediterranean Sea.

Mots-clés : requin bleu, espadon, compétition, stratégie, mer Méditerranée.

alimentaires. De plus, leurs périodes similaires de reproduction en Méditerranée peuvent intensifier cette compétition. Cependant, des interactions entre ces animaux peuvent entraîner des comportements agressifs de l'espadon envers le requin bleu. Cette étude met en évidence un cas d'interaction mortelle entre un ou plusieurs spécimens d'espadon *X. gladius* et un requin bleu femelle *P. glauca* trouvé échoué le 30 juillet 2022 à Hyères (Var, France), présentant deux blessures externes à la tête, dont l'une contenant le fragment distal d'un rostre d'espadon. Le requin a été observé vivant pendant trois jours avant sa mort et a manifesté un comportement de nage anormal et répétitif. L'hypothèse est que l'impact du rostre sur le corps du requin a pu causer des blessures internes entraînant des hémorragies potentielles, probablement aggravées par les automutilations répétées du requin sur la côte. Cette étude suggère que l'espadon a potentiellement développé une stratégie de défense ou d'attaque adaptative au cours de sa coévolution avec des organismes perçus comme des concurrents ou des menaces, tels que le requin bleu dans notre cas. Des cas similaires à cette étude nécessitent des recherches supplémentaires pour confirmer l'existence de cette stratégie adaptative de l'espadon contre les requins.

Introduction

The blue shark *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758), is a large pelagic shark found in temperate and tropical waters worldwide between 60°N and 50°S latitude (Megalofonou *et al.* 2009; Ebert & Dando 2020; Ebert *et al.* 2021; Riesgo *et al.* 2023). The swordfish *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758), is a cosmopolitan teleost fish found in tropical and temperate waters of all oceans between 45°N and 45°S, including the Mediterranean Sea (Palko *et al.* 1981). Like the blue shark, it is a top predator and one of the largest in the Mediterranean (Biton-Porsmoguer *et al.* 2022). Blue sharks spend most of their time at depths shallower than 50m, with a minority of their time at depths greater than 300m, and generally occupy shallower depths at night compared to daytime (Stevens *et al.* 2010). Similarly, Mediterranean swordfish exhibit a daily behavioral pattern of staying near the surface at night and diving to depths of up to 650m during the day. Horizontal movements can vary in magnitude depending on the geographical region of the Mediterranean (Canese *et al.* 2008).

Both animals possess an opportunistic feeding strategy (Camhi *et al.* 2008; Abid *et al.* 2017), targeting a wide range of prey.

Blue sharks primarily feed on pelagic prey such as bony fish and squid, which dominate their stomach contents (Bello 1990; Cardona *et al.* 2012; Ebert & Dando 2020; Ebert *et al.* 2021), but benthic and demersal fish as well as floating organisms are also present in their diet (Camhi *et al.* 2008). A study conducted in 1991 demonstrated that cephalopods were the most abundant prey in the stomach contents of 38 Mediterranean swordfish from the eastern Mediterranean (Bello 1991). Similarly, another study conducted in the Strait of Gibraltar in 2017 on the diet of 176 swordfish also confirmed the opportunistic feeding behavior of the swordfish, with a diet consisting primarily of fish (54.6%) such as the Atlantic horse mackerel *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758), followed by cephalopods (43.4%) such as the southern shortfin squid *Illex coindetii* (Vérany, 1839). Although no dietary preferences based on sex and size classes were revealed, the composition of the diet varied by month (Abid *et al.* 2017). Previous observations have indicated the presence of *X. gladius* in the diet of *P. glauca* (Lopez *et al.* 2010), which could potentially be explained by depredation of damaged individuals entangled in longlines (Vaske Júnior *et al.* 2009; Malara *et al.* 2021). Blue shark and swordfish are classified as “critically endangered” and “least concern” respectively in the Mediterranean according to IUCN Red List (Collette & Heessen 2015; Sims *et al.* 2016). It is documented that male and female blue sharks segregate into different geographical areas based on their size and can undertake significant seasonal migrations over long distances each year for reproduction (Castro *et al.* 1999). In fact, the temporal segregation of blue sharks by sex and size appears to be linked to reproductive activity (Pomi 1997; Boldrocchi & Storai 2021). Boldrocchi and Storai (2021) reveal that the higher number of adult females approaching the coast during spring and the increasing observations of juveniles in the following months could be related to parturition of female blue sharks in coastal waters. The reproduction of this species is seasonal in most areas, with a reproductive season occurring in late spring or summer (Pratt 1979). Scientific evidence suggests that swordfish likely reproduce in the Mediterranean Sea from June to September (Abid *et al.* 2019), with observations of mating in swordfish occurring during the months of June and July in Sicilian waters (Romeo *et al.* 2017). In the southwestern Mediterranean,

it is indicated that the spawning season of swordfish primarily occurs in summer, with a peak in July (Macías *et al.* 2005), although variations in the timing may be observed, likely due to environmental and oceanographic variability (Di Natale *et al.* 2002). Swordfish are solitary or rarely observed in small groups (Golani *et al.* 2007), but during the reproductive period, they can be observed in pairs consisting of a male and a female (Romeo *et al.* 2009, 2017).

Methods

On July 27, 2022, a blue shark (267cm total length; 220cm fork length; 192cm precaudal length) was observed in the morning at Hyères near Port Hélène beach (43.08242° N, 6.11709° E) (Figure 1) on the French Mediterranean coast. The individual exhibited repetitive circular swimming behavior at depths ranging from 0 to 10 m, unable to return to deeper waters. While swimming, self-mutilation behavior was also observed as the individual rubbed itself on the rocks along the shoreline. On Saturday, July 30, 2022, at around 8:00 a.m., the individual was found dead and stranded on Port Hélène beach. The

individual was observed both from land and underwater using a GoPro camera, with a total observation period of approximately 35 hours over three days between the initial sighting and its death. Post-mortem photographs of the individual were taken. The individual showed a refusal to feed. The *in situ* observations clearly indicated abnormal behavior in the individual, prompting the investigation of the causes behind its behavior and death. The damages present on the animal could not be evaluated at an anatomical scale as no necropsy was conducted, but an external analysis was performed to determine the origin of the marks on the shark. A post-mortem analysis of the external part of the shark was conducted and a rostrum fragment was removed to determine its origin.

Results

External lesions and internal injuries

Two external lesions were revealed. The first lesion was located on the dorsal anterior part above the right eye (Figures 2A and 2B), while the second lesion was situated on the anterior part between the nostril and the left

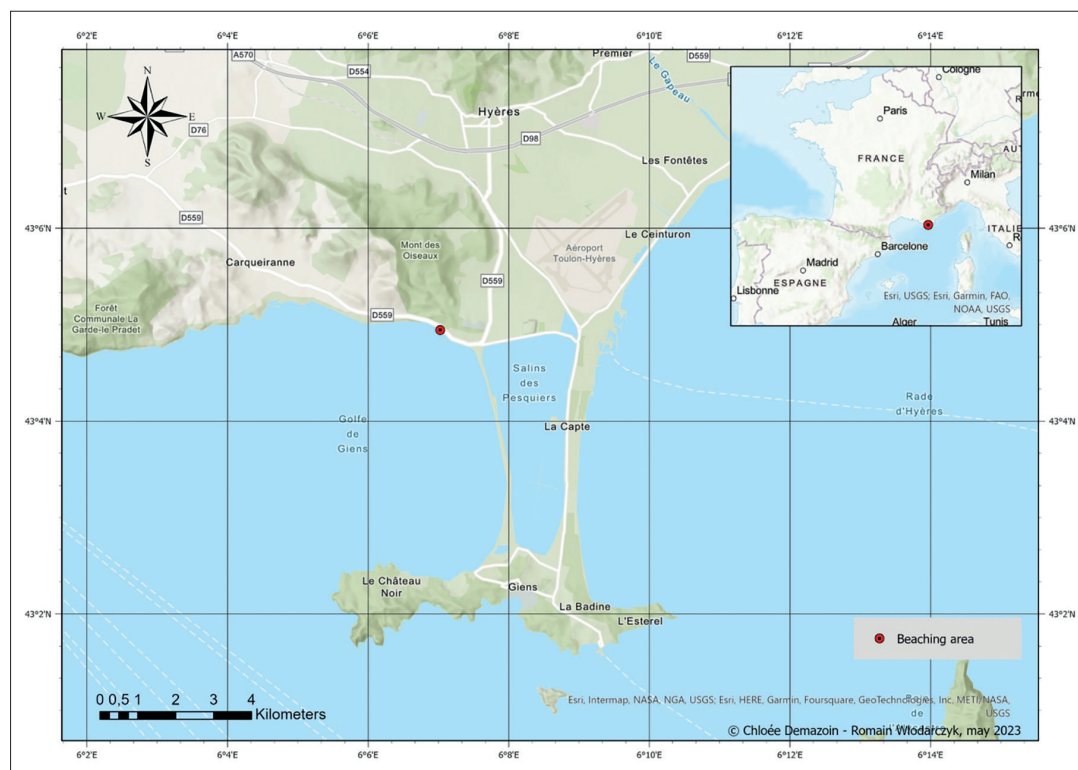


Figure 1 – Geographical map of the Hyères and Giens area (Var, France) showing (in red) the location of the female blue shark stranding zone.

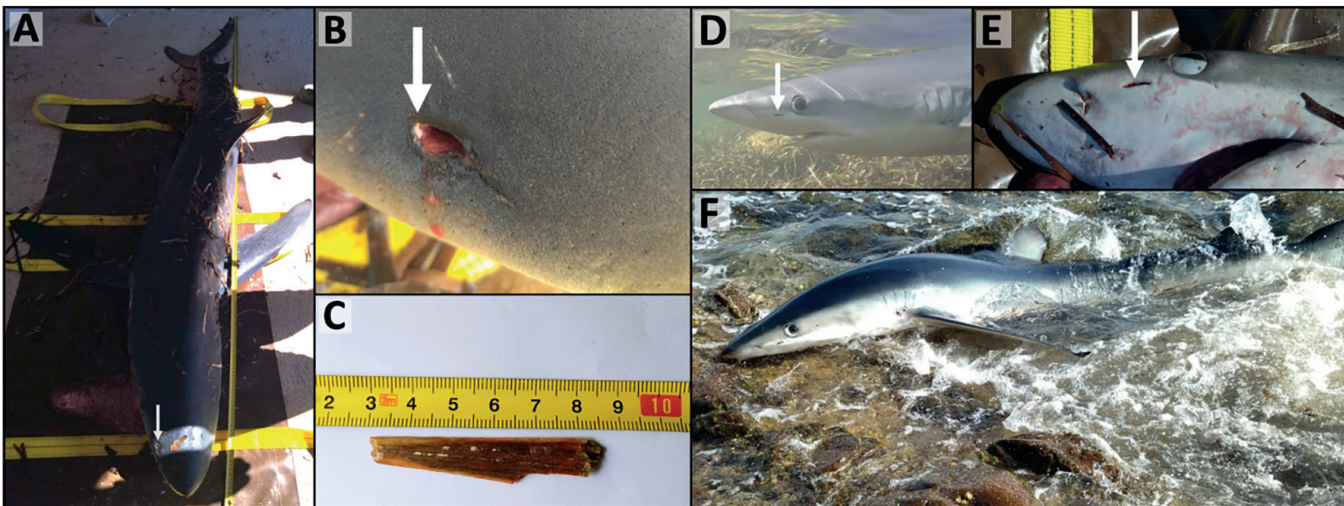


Figure 2 – External lesions present on the stranded female blue shark. (A) Location of the right lesion (arrow). (B) Right lesion where the swordfish rostrum was found. (C) Rostrum recovered from the right lesion. (D) Location of the left lesion. (E) Left lesion. (F) The blue shark stranding on the shore.



Figure 3 – Stranded female blue shark. (A) Ventral lesions caused by friction with the rocky substrate. (B-C) Red discoloration in the pelvic area indicative of internal bleeding.

eye of the individual (Figures 2D and 2E). A rostrum fragment (5.7cm in length; 1.6cm in proximal width; 0.2cm in proximal depth) (Figure 2C) was also found within the right lesion. Due to the different orientations of the two external lesions, we assess that the shark was not impaled through the head but rather these two lesions corresponded to two entry points.

Traces of abdominal self-mutilation

Furthermore, numerous friction marks on the abdominal area, as well as lighter marks on the flanks, are also observable (Figures 3A, 3B and 3C), resulting from the abrasion against the rocks on the shark's abdomen during the time intervals when the individual engaged in self-mutilation on the shore (Figure 2F), as can be observed in certain photographs taken during its observation.

Mating bites

The analysis of the external part also revealed a multitude of additional marks. As can be visible in certain photographs, there is evidence of healing mating bites on the right posterior flank of the female, characterized by tooth marks and semi-circular jaw impressions (Figures 4A, 4B and 4C).

Discussion

Species identification based on rostrum description

This fragment has raised questions regarding its affiliation and whether it belonged to an Istiophoridae or Xiphiidae rostrum. Identification keys are available to distinguish between Istiophoridae and Xiphiidae species based on rostral characteristics. The species

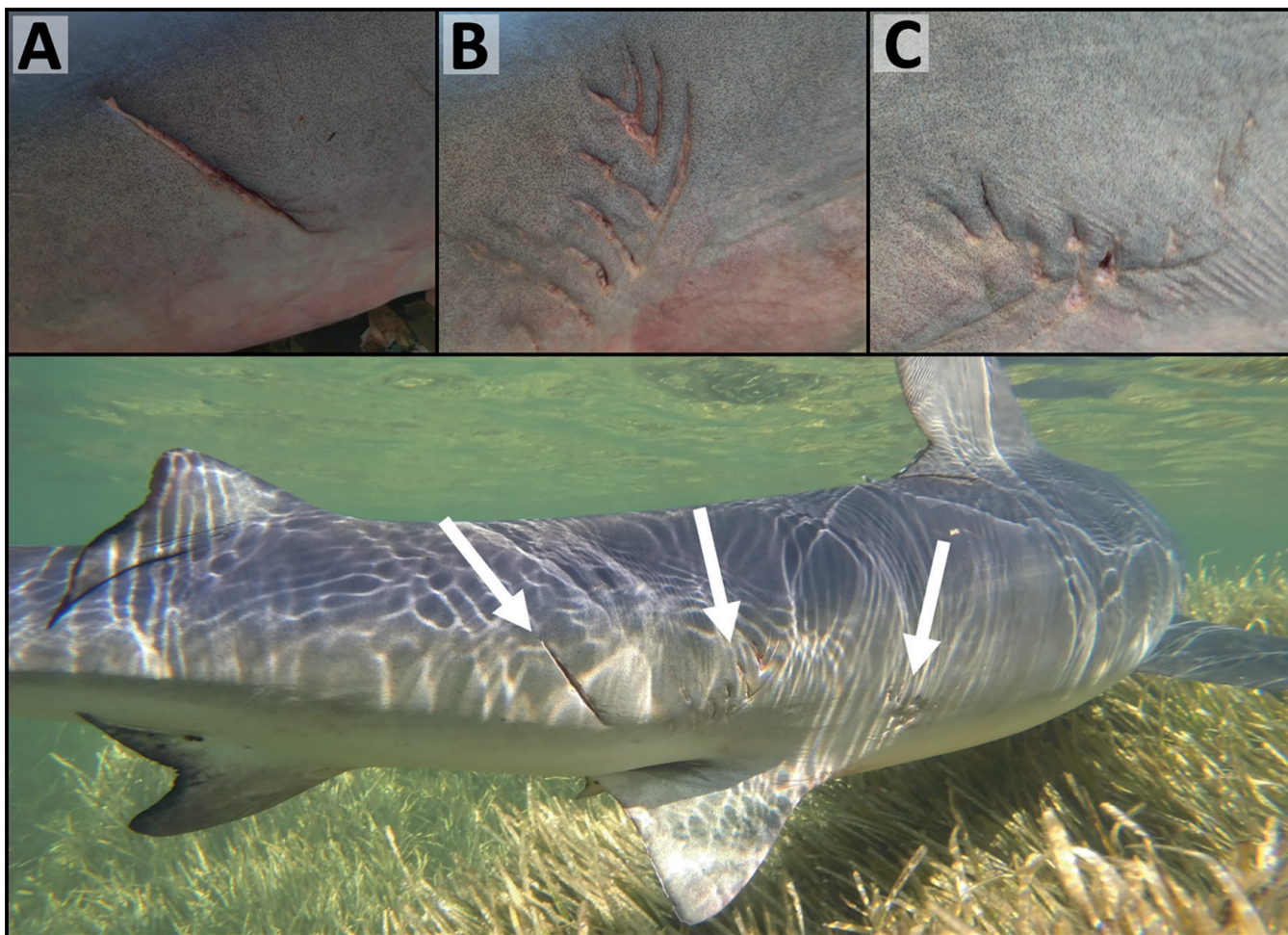


Figure 4 – Healing mating bites visible on the right posterior flank of the female blue shark. (A) Tooth marks. (B-C) Semi-circular jaw impressions.

X. gladius is distinguished from Istiophoridae by its flat and toothless rostrum, exhibiting rostral characteristics such as a flattened cross-sectional shape, rostral depth less than half the width, and usually present central chambers (Fierstine & Voigt 1996). The differences in rostral shape between the two families indicate that Istiophoridae have a round, denticle-covered, and pointed bill (Nakamura 1983). In our case, the rostrum fragment has been identified as belonging to an individual of *X. gladius* based on its flattened shape, rostral depth less than half the width, absence of denticles, and observable central chambers in longitudinal cross-section (Figures 5A to D). There is scientific evidence that the interaction between these two organisms can result in the rupture and transverse fracture of the swordfish's rostrum, with the remaining distal segment often embedded in the victim, as mentioned in a similar study (Jambura *et al.* 2021), which is also the case in the present study.

Known aggressiveness in *Xiphias gladius*

Aggressive behavior of swordfish towards fishing boats has been documented in the waters of the Sicilian Mediterranean, which can lead to attempts to puncture the boat hull with the rostrum. Observations made in the Mediterranean by harpoon fishermen indicate that female and male swordfish generally swim together near the surface during the spawning period (Romeo *et al.* 2009) and that males tend to protect their partner and become aggressive during interactions with humans (Romeo *et al.* 2017). The function of the swordfish rostrum has been extensively studied and associated with the predatory and feeding behavior of the species (Habegger *et al.* 2020). Cases of sharks injured by swordfish have already been documented, demonstrating the aggressive defensive behavior of swordfish in relation to their territory (e.g. Penadés-Suay *et al.* 2017, 2019; Romeo *et al.* 2020). It was

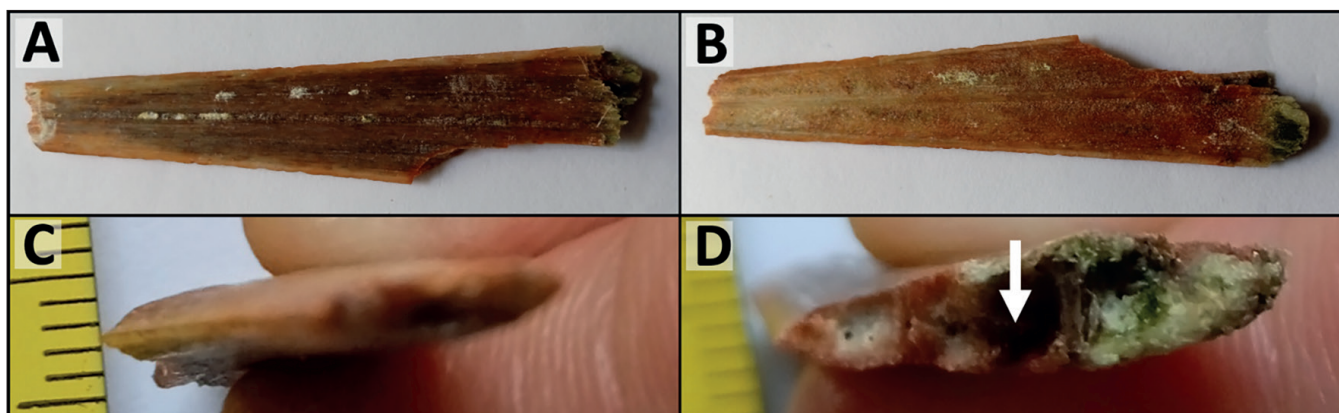


Figure 5 – Distal fragment of swordfish rostrum found near the head of the blue shark. (A) Dorsal view. (B) Ventral view. (C) Distal end of the fragment. (D) Transverse section of the proximal end.

difficult to determine in our case whether the two external lesions were caused by two individuals or by a single individual, but due to the generally solitary behavior of swordfish, the first hypothesis would be that these two external lesions were caused by a single adult individual engaged in a defensive or attacking behavior. However, juveniles can exhibit more gregarious behavior, which would suggest a possible double attack by juveniles.

Impact of the swordfish rostrum on the body of the blue shark

Sharks have the ability of electroreception, which allows them to orient themselves based on local electric fields and which is sensitive enough to function in geomagnetic navigation (Hueter *et al.* 2004). Sharks primarily use this unique sense to locate and capture prey or avoid predators (Kalmijn 1971; Peters & Evers 1985).

In a case where the area receiving sensory information, i.e., the cerebral area, had been damaged, the individual's orientation and navigation would have been complex, explaining why the female blue shark was unable to return to offshore waters. The right lesion would have penetrated the brain, and the left one probably reached the left olfactory bulb of the shark. However, there is scientific evidence that olfaction also contributes to pelagic navigation in sharks (Nosal *et al.* 2016) and that their snout, which contains most of the sensory organs, is very sensitive and fragile (Poisson *et al.* 2012). We hypothesize that the shark may have suffered hemorrhagic brain injuries related to the penetration of the swordfish rostrum that did not directly

cause its death but intensified its distress to the point of engaging in self-mutilation behavior on the shore rocks. It is important to note that the shark's vital functions were still intact until its death, but its secondary functions were no longer operational, as evidenced by its observed behavior during the three days of observation.

Sexual maturity of the female blue shark and reproductive status

Based on the size measurements, the blue shark in this study was a sexually mature adult female blue shark (Ebert & Dando 2020). There was evidence of mating bite marks which is not unusual in female sharks (Camhi *et al.* 2008). In elasmobranchs, it is common for males to bite females, indicating a pre-copulatory behavior known as pre-copulatory biting (Kajiura *et al.* 2000). In this pre-copulatory context, the male frequently bites the female around the area of the first dorsal fin or posterior to it. Visually, scars that appear as semicircular jaw impressions and isolated tooth cuts made by the upper jaw teeth (Pratt 1979) are left as mating or courtship scars. If these bites occur during copulation, they may allow the male shark to hold on during mating or serve as a preliminary trigger for mating in the female (Stevens 1974). The dermal layer of the skin of female blue sharks can be twice as thick as that of comparably sized males, likely reducing the risk of severe injuries caused by aggressive mating bites (Pratt 1979; Kajiura *et al.* 2000). In fact, mating scars can serve as an indicator of the timing of reproduction (Musick & Bonfil 2005). Scientific evidence exists that wounds several centimeters long

in both juveniles and adults can start to close within days and become undetectable after a few weeks to months (Kajiura *et al.* 2000). These findings are consistent with healing rates observed in captive sharks (Reif 1978). A study conducted on blacktip reef sharks in Moorea indicates that fresh bite wounds had completely healed within 3 to 5 weeks (Chin *et al.* 2015). Studying the skin regeneration time and healing capacity of sharks can also help determine when an individual has reproduced based on the presence and aspect of mating bite marks.

Comparison with similar cases in the Mediterranean

In April 2020, a female bigeye thresher shark *Alopias superciliosus* measuring 445cm in total length was found dead and stranded on the Libyan coast near the city of Brega (30.421694° N, 19.62747° E). An external lesion (7.9cm in width and 5.0cm in height) was identified on the dorsal side near the pectoral fin, and the fragment of a rostrum embedded in this lesion was also found. The recovered rostrum was identified as belonging to a swordfish *X. gladius* based on its flattened cross-sectional shape and the absence of surface denticles. The fragment measured 30.1cm in length, with distal and proximal widths of 1.4cm and 5cm, respectively (Jambura *et al.* 2021). This case does not demonstrate a clear defense or attack strategy by the swordfish but still represents a similar case of lethal interaction between swordfish and shark. Some cases of blue sharks stranded in the Mediterranean have been documented and linked to a swordfish rostrum injury (Penadés-Suay *et al.* 2017, 2019). A rare case of a lethal interaction caused by two swordfish rostrums on a blue shark was documented in 2018 in Sicily on the beach of Borgo Bonsignore (37.41571° N, 13.26514° E) following the discovery of the carcass of a 3m long adult female specimen. Post-mortem analysis revealed the presence of two fragments of juvenile swordfish rostrums embedded in the shark's head, with the first near the olfactory bulb and the second causing immediate sectioning of the nasal medulla. The authors of this study suggested the implementation of a unique defense strategy by juvenile swordfish against potential predators or competitors (Romeo *et al.* 2020). Historically, it is also possible to find in certain media reports of swordfish and shark encounters

dating back several decades. Although such similar events are rare, the numerous other cases not documented in scientific literature evidence that these events are not exceptional. In some of these cases, it is also specified that these interactions constitute actual swordfish attacks on sharks and are not random, as they are highly precise and target vital structures such as the eyes or the brain. Nevertheless, other cases justify these lethal interactions by the fact that in areas with schools of fish, all predators attempt to catch what they can. This also explains that there may be cases of accidental interaction between these two species leading to the death of one of the individuals.

Conclusion

The discovery of the distal fragment, the lesions on the anterior part of the shark's head, and the potential signs of hemorrhage demonstrate that the shark has suffered injuries inflicted by one or more swordfish specimens. The blue shark *P. glauca* and the swordfish *X. gladius* share the same food resources within a common distribution, highlighting an overlap of their respective ecological niches in the north-western Mediterranean. The shared reproductive period between the two species may intensify interspecific competition, which can lead to violent or even lethal interactions. In our case, the injuries caused by the swordfish(es) resulted in damage to the sensory organs and brain of the shark, leading the shark to exhibit repetitive and abnormal behavior, self-mutilating on the rocky shore. This behavior was likely due to damage to its sensory system, and resulted in a slow death, probably due to hemorrhage. This study provides further evidence of the existence of an adaptive strategy by the swordfish *X. gladius* against the blue shark *P. glauca*. This adaptive strategy likely emerged from the coevolution of the two species in the Mediterranean, within the context of overlapping distribution areas, allowing the swordfish to effectively neutralize a predatory or competing blue shark by completely inhibiting its cognitive and sensory abilities. In the same context, it also seems interesting to mention that swordfish are also capable of attacking a multitude of other organisms such as turtles or divers, extending to objects like boat hulls or even pipelines.

Acknowledgments

We would like to express our gratitude to Nicolas Mourcel, a diver from the Groupe Phocéén d'Étude des Requins, who provided us with photographs of the observed blue shark over the course of three days, enabling the post-mortem analysis of the individual. We would also like to thank the municipality of Hyères as well as the Port-Cros National Park, who participated in the observations.

References

- Abid, N., Laglaoui, A., Arakrak, A. & Bakkali, M. (2017). The role of fish in the diet of swordfish (*Xiphias gladius*) in the Strait of Gibraltar. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 98, 895-907.
- Abid, N., Laglaoui, A., Arakrak, A. & Bakkali, M. (2019). The reproductive biology of swordfish (*Xiphias gladius*) in the Strait of Gibraltar. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 99, 649-659.
- Bello, G. (1990). Cephalopod remains from the blue sharks, *Prionace glauca*, caught in the Gulf of Taranto. *R. Comm. Int. Explor. Sci. Mer Médit.* 32, 242.
- Bello, G. (1991). Role of Cephalopods in the diet of the swordfish, *Xiphias gladius*, from the eastern Mediterranean Sea. *Bull. Mar. Sci.* 49, 312-324.
- Biton-Porsmoguer, S., Bănar, D., Harmelin-Vivien, M., Béarez, P., Bouchoucha, M., Marco-Miralles, F., Marquès, M. & Lloret, J. (2022). A study of trophic structure, physiological condition and mercury biomagnification in swordfish (*Xiphias gladius*): Evidence of unfavourable conditions for the swordfish population in the Western Mediterranean. *Mar. Poll. Bull.* 176, 1-10.
- Boldrocchi, G. & Storai, T. (2021). Data-mining social media platforms highlights conservation action for the Mediterranean Critically Endangered blue shark *Prionace glauca*. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 31, 3087-3099.
- Camhi, M. D., Pikitch, E. K. & Babcock, E. A. (2008). *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*. Blackwell Publishing, Oxford, 536 p.
- Canese, S., Garibaldi, F., Relini, L. O. & Greco, S. (2008). Swordfish tagging with pop-up satellite tags in the Mediterranean Sea. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT* 62, 1052-1057.
- Cardona, L., Álvarez de Quevedo, I., Borrell, A. & Aguilar, A. (2012). Massive consumption of gelatinous plankton by Mediterranean apex predators. *PLoS One* 7, e31329.
- Castro, J. I., Woodley, C. M. & Brudek, R. L. (1999). *A preliminary evaluation of the status of shark species*. FAO Fisheries Technical Paper 380, Rome, FAO, 72 p.
- Chin, A., Mourier, J. & Rummer, J. L. (2015). Blacktip reef sharks (*Carcharhinus melanopterus*) show high capacity for wound healing and recovery following injury. *Conserv. Physiol.* 3, cov062.
- Collette, B. & Heessen, H. (2015). *Xiphias gladius* (Europe assessment) (errata version published in 2016). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T23148A88829852. Accessed on 14 September 2023.
- Di Natale, A., De La Serna, J. M., De Metrio, G., Restrepo, V., Srour, A. & Tserpes, G. (2002). On the reduction of juvenile swordfish catches in the Mediterranean. *Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT* 54, 1529-1533.
- Ebert, D. A. & Dando, M. (2020). *Field Guide to Sharks, Rays & Chimaeras of Europe and the Mediterranean*. Princeton University Press, Princeton, 384 p.
- Ebert, D. A., Dando, M. & Fowler, S. (2021). *Sharks of the World: A Complete Guide*. Princeton University Press, Princeton, 608 p.
- Fierstine, H. L. & Voigt, N. L. (1996). Use of rostral characters for identifying adult billfishes (Teleostei: Perciformes: Istiophoridae and Xiphiidae). *Copeia* 1996, 148-161.
- Golani, D., Ozturk, B. & Basusta, N. (2007). Fishes of the Eastern Mediterranean. *Isr. J. Aquacult.* 59, 121-121.
- Habegger, L., Motta, P., Huber, D., Pulaski, D., Grosse, I. & Dumont, E. (2020). Feeding biomechanics in billfishes: Investigating the role of the rostrum through finite element analysis. *Anatom. Rec.* 303, 44-52.
- Hueter, R. E., Mann, D. A., Maruska, K. P., Sisneros, J. A. & Demski, L. S. (2004). Sensory biology of elasmobranchs. p. 325-368. In: *Biology of Sharks and their Relatives*. Carrier, J. C., Musick, J. A., Heithaus, M. R. (Eds). CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Jambura, P. L., Türtscher, J., Kriwet, J. & Al Mabruk, S. A. A. (2021). Deadly interaction between a swordfish *Xiphias gladius* and a bigeye thresher shark *Alopias superciliosus*. *Ichthyol. Res.* 68, 317-321.
- Kajiura, S. M., Sebastian, A. P. & Tricas, T. C. (2000). Dermal bite wounds as indicators of reproductive seasonality and behaviour in the Atlantic stingray, *Dasyatis sabina*. *Environ. Biol. Fishes* 58, 23-31.
- Kalmijn A. J. (1971). The electric sense of sharks and rays. *J. Exp. Biol.* 55, 371-383.
- Lopez, S., Meléndez, R. & Barría, P. (2010). Preliminary diet analysis of the blue shark *Prionace glauca* in the eastern South Pacific. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 45, 745-749.
- Macías, D., Hattour, A., De la Serna, J. M., Gómez-Vives, M. J. & Godoy, D. (2005). Reproductive characteristics of swordfish (*Xiphias gladius*) caught in the southwestern Mediterranean during 2003. *Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT* 582, 454-469.
- Malara, D., Battaglia, P., Consoli, P., Arcadi, E., Longo, F., Stipa, M. G., Pagano, L., Greco, S., Andaloro, F. & Romeo, T. (2021). When opportunistic predators interact with swordfish harpoon fishing activities: shark depredation over catches in the Strait of Messina (central Mediterranean Sea). *Eur. Zool. J.* 88, 226-236.
- Megalofonou, P., Damalas, D. & De Metrio, G. (2009). Biological characteristics of blue shark, *Prionace glauca*, in the Mediterranean Sea. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 89, 1233-1242.
- Musick, J. A. & Bonfil, R. (2005). *Management techniques for elasmobranch fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper, n° 474, 251 p.
- Nakamura, I. (1983). Systematics of the billfishes (Xiphiidae and Istiophoridae). *Publ. Seto Mar. Biol. Lab.* 28, 255-396.
- Nosal, A. P., Chao, Y., Farrara, J. D., Chai, F. & Hastings, P. A. (2016). Olfaction contributes to

- pelagic navigation in a coastal shark. *PLoS One*, 11, e0143758.
- Palko, B. J., Beardsley, G. L. & Richards, W. J. (1981). *Synopsis of the biology of the swordfish, Xiphias gladius Linnaeus*. NOAA Technical Report NMFS Circular 441, FAO fisheries synopsis, n° 127, 21 p.
- Penadés-Suay, J., Tomás, J., & Aznar, F. J. (2017). Fatal impalement of a blue shark *Prionace glauca* by a swordfish *Xiphias gladius*. *Medit. Mar. Sci.* 18, 340-343.
- Penadés-Suay, J., Garcia-Salinas, P., Tomás, J. & Aznar, F. J. (2019). Aggressive interactions between juvenile swordfishes and blue sharks in the Western Mediterranean: a widespread phenomenon? *Medit. Mar. Sci.* 20, 314-319.
- Peters, R. C. & Evers, H. P. (1985). Frequency selectivity in the ampullary system of an elasmobranch fish (*Scyliorhinus canicula*). *J. Exp. Biol.* 118, 99-109.
- Poisson, F., Vernet, A. L., Séret, B. & Dagorn, L. (2012). *Guide de bonnes pratiques pour réduire la mortalité des requins et des raies capturés accidentellement par les thoniers senneurs tropicaux*. Eds de l'Union Européenne, Bruxelles, 30 p.
- Pomi, C. (1997). Studio morfometrico di *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) nel Medio e Alto Adriatico. *Quad. Civ. Staz. Idrobiol. Milano* 22, 95-105.
- Pratt, H. (1979). Reproduction in the blue shark, *Prionace glauca*. *Fish. Bull.* 77, 445-470.
- Reif, W. E. (1978). Wound healing in sharks. *Zoomorphologie* 90, 101-111.
- Riesgo, L., Sanpera, C., García-Barcelona, S., Sánchez-Fortún, M., Coll, M., Navarro, J. (2023). Understanding the role of ecological factors affecting mercury concentrations in the blue shark (*Prionace glauca*). *Chemosphere* 313, 137642.
- Romeo, T., Consoli, P., Greco, S., Canese, S. & Andaloro, F. (2009). Swordfish (*Xiphias gladius*, Teleostea: Xiphiidae) surface behaviour during reproductive period in the central Mediterranean Sea (southern Tyrrhenian Sea). *Mar. Biodiv. Rec.* 2, E45.
- Romeo, T., Ammendolia, G., Canese, S., Andaloro, F. & Battaglia, P. (2017). Recent records of swordfish attacks on harpoon vessels in the Sicilian waters (Mediterranean Sea). *Acta Adriatica* 58, 147-156.
- Romeo, T., Battaglia, P., Macaluso, D., Tagliavia, G., Vicchio, T. M., Falautano, M., Serena, F. & Andaloro, F. (2020). When prey becomes killer: Does a double lethal attack on a blue shark reveal a precise defensive strategy in young swordfish? *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 100, 831-836.
- Sims, D., Fowler, S.L., Ferretti, F. & Stevens, J. (2016). *Prionace glauca* (Mediterranean assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T39381A16553182. Accessed on 14 September 2023.
- Stevens, J. D. (1974). The occurrence and significance of tooth cuts on the blue shark (*Prionace glauca* L.) from British waters. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 54, 373-378.
- Stevens, J. D., Bradford, R. W. & West, G. J. (2010). Satellite tagging of blue sharks (*Prionace glauca*) and other pelagic sharks off eastern Australia: depth behaviour, temperature experience and movements. *Mar. Biol.* 157, 575-591.
- Vaske Júnior, T., Lessa, R. P. & Gadig, O. B. F. (2009). Feeding habits of the blue shark (*Prionace glauca*) off the coast of Brazil. *Biota Neotropica* 9, 55-60.



Diet and reproduction of the Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) in southwestern Algeria

Régime alimentaire et reproduction de l'aigle royal (Aquila chrysaetos) dans le Sud-Ouest algérien

Keltoum DJILALI^{1*}, Zakaria BRAHIMI², Ibrahim Elkhali BENZOHR¹,
Said BOUARFA¹, Makhoulouf SEKOUR³

1. Scientific and Technical Research Center on Arid Regions (CRSTRA), Biskra, Algeria
 2. Algerian Wildlife Watchers Association
 3. Department of Agricultural Sciences, Kasdi Merbah University, Ouargla, Algeria
- * Corresponding author: kaltjdil@gmail.com – <https://orcid.org/0000-0001-9239-1093>

Abstract

This paper investigates the diet and breeding parameters of the Golden eagle in southwestern Algeria. A synthesis of observations of food remains found in four Golden eagle nests in southwest Algeria from 2020 to 2022 is given. During the breeding season, eagles in the study area fed their young predominantly with *Alectoris barbara* (RA = 41.6%), followed by *Lepus capensis*. The aves category accounted for 48% of the food. Among mammals comprising 31%, hare was the main prey with 26%. The results indicate that 100% of the Golden eagles studied in this work preferred mountainous habitats and steep rocky areas to build their nests. The female laid her first egg in the first week of January. The average clutch size, according to the nests studied, is 50% with one egg and 50% with two eggs per brood raised.

Résumé

Cet article concerne le régime alimentaire et les paramètres de la reproduction de l'aigle royal. Pour cela, nous avons résumé les observations de restes

de nourriture trouvés dans quatre nids d'aigles royaux dans le Sud-Ouest algérien de 2020 à 2022. Pendant la période de reproduction, les aigles de la région étudiée apportaient aux jeunes majoritairement des *Alectoris barbara* (AR = 41,6 %), suivis des *Lepus capensis*. La catégorie aves représentait 48 % de la nourriture. Parmi les mammifères qui en constituaient 31 %, les lièvres étaient la proie principale avec 26 %. 100 % des aigles royaux étudiés dans ce travail préférèrent les habitats montagneux et les zones rocheuses escarpées pour construire leurs nids et la femelle a pondu son premier œuf durant la première semaine de janvier. La taille moyenne des couvées, selon les nids étudiés, est d'un seul œuf dans 50 % des cas et de deux œufs par couvée dans 50 % des cas.

Introduction

In the past, humans were unaware of the importance of predators, particularly birds of prey, hunted and eliminated as victims of myths and macabre legends (Chaline *et al.* 1974). However, several studies have quantified their importance, particularly in controlling biological balance (Ramade 1984).

Keywords: Food remains; reproductive performance; Golden eagle; *Aquila chrysaetos*; southwestern Algeria.

Throughout the Mediterranean region, ecosystem evolution during the 20th century was marked by the abandonment of farming and pastoral activities, accompanied by changes in flora and fauna (Preiss *et al.* 1997; Blondel & Aronson 1999; Sirami *et al.* 2008). A sharp decline in the numbers of the main prey of large predators accompanied these environmental changes. Prey abundance is one of the main factors determining the reproductive success of raptors in general (Krebs *et al.* 2001). Climate and human activities can also affect reproduction (Steenhof *et al.* 1997; Steidl & Anthony 2000). *Aquila chrysaetos* is exclusively a northern hemisphere species and the most widespread *Aquila* genus (Fergusson-Lees & Christie 2001). It is a migratory breeding species widespread in North Africa (Isenmann & Moali 2000). Several authors have studied the bioecology of this raptor worldwide (Fernandez 1991; Goar & Masse 2006; McIntyre & Schmidt 2012; Clouet & Barrau 2015; Morales-Yañez *et al.* 2023), but we have no information on the diet and reproduction of this species in Algeria. Several other species have been studied, such as the Great Horned Owl (*Bubo ascalaphus*) (Biche *et al.* 2001; Djilali *et al.* 2011; Djilali 2019; Aroudj & Ouarab 2021). This study aims to provide information on the presence, diet and reproduction of Golden eagles in arid zones.

Materials and methods

The study was carried out in southwest Algeria (Figure 1), from Jebel Antar (Meshria) in the north to the Ksour Mountains and Mount Antar (Béchar) in the south. The area includes part of the Algerian steppes and the pre-Saharan Atlas. This region is mainly dominated by four main types of plant formations: *Stipa tenacissima* steppes and *Lygeum spartum* steppes, which constitute mediocre rangelands, chamaephyte steppes based on white wormwood (*Artemisia herba alba*), whose pastoral values are highly appreciated, and *Hammada scoparia* located on regs.

The fieldwork confirmed the presence of *Aquila chrysaetos* in previously known territories, either by the presence of individuals of this species or by the presence of nests. The first field visits always began in January to identify areas likely to be nesting sites, then to mark them on the map (Gilbert *et al.* 1998). The fieldwork took place from January to the end of May each year, from 2020 to 2022. The team consisted of researchers and naturalists. Finally, we identified the nesting sites of the Golden Eagle in the study area. Collection of prey remains inside and around the nest was carried out after approximately six visits to each nest. The method used to

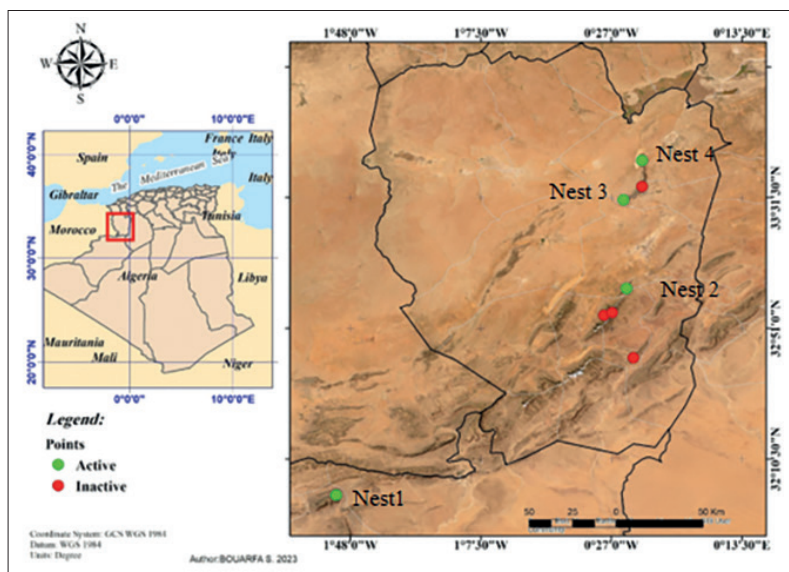


Figure 1 – Geographical location of Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) nesting sites in southwest Algeria, Active: Nest inhabited by Golden Eagles; Inactive: Not inhabited.

Figure 1 – Situation géographique des sites des nidifications de l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) dans le Sud-Ouest algérien. Actif : nid habité par les aigles royaux ; Inactif : non habité.



Figure 2 – Hunting camera installed next to *Aquila chrysaetos* chicks in the nest. Photographs by Brahimi Zakaria.

Figure 2 – Caméra de chasse installé à côté des poussins d'*Aquila chrysaetos* dans le nid.

gather information about the Golden Eagle was by observing birds of prey, with binoculars. We also used a hunting camera (Nature Wild Cam TX-69 from the Technaxx brand with a resolution of 1920x1080p.; Sensitivity Motion Sensors option is set to middle and Color images in daytime/black & white night images) broadcast next to the chicks in the nest to follow the behavior of the birds of prey (Figure 2). We used the data collected from breeding sites whenever possible, taking into account factors, such as the remaining food, nest structure, height, and orientation. Additionally, we monitored the changing color of the chicks over time, assessing their coloration using the Color Grab application. To determine the prey species, we initially examined the front skulls and jaws, also considering the presence of bones, limbs the minimum number of preys inferred from the nature of the bones or remains, a right and a left femur of the same size mean only one prey), tails for mammals and reptiles, as well as fur and feathers, which could be used as identification criteria. We relied on both a reference collection and photographs of species found in the same study region. In the interest of accuracy, we made sure to remove all nest remains to avoid any potential for duplication.

Results

Diet composition

In this study, the diet of the Golden eagle in southwest Algeria consisted of 77 prey items. Of these, 32 were *Alectoris barbara* (Barbary partridge), and 20 were *Lepus capensis* (Cape hare) (Table 1).

The trophic menu of the Golden eagle in the study area comprises three prey categories. The *aves* category accounted for 48% of the food, followed by mammals, which made up 31% (Figure 3). The results indicate that the relative abundance of *Alectoris barbara* is the highest (AR = 41.6%), followed by *Lepus capensis* with a percentage equal to 26% (Figure 4).

The Golden eagle represents a unique relationship between predator and prey on Algerian territory. Intraguild predation occurs when two predators occupying the same trophic level (of the food chain) attack each other for example *Falco sp.* and *Canis lupaster lupaster*.

Table 1 – Identified prey and number of individuals under the various Golden eagle nests visited in the study area.

Category	Prey species	nest1	nest2	nest3	nest4	Total
Reptilia	<i>Uromastix geyri</i>	7	1	5	2	15
	<i>Varanus griseus</i>	-	1	-	-	1
Aves	<i>Egretta garzetta</i>	1	-	-	-	1
	<i>Alectoris barbara</i>	12	6	10	4	32
	<i>Corvus sp.</i>	-	-	-	2	2
	<i>Falco sp.</i>	-	-	1	-	1
	<i>Sylvia deserticola</i>	-	-	-	1	1
Mammalia	<i>Lepus capensis</i>	2	13	4	1	20
	<i>Vulpes rueppellii</i>	2	1	-	-	3
	<i>Canis lupaster lupaster</i>	1	-	-	-	1
Total	10 prey species	25	22	20	10	77

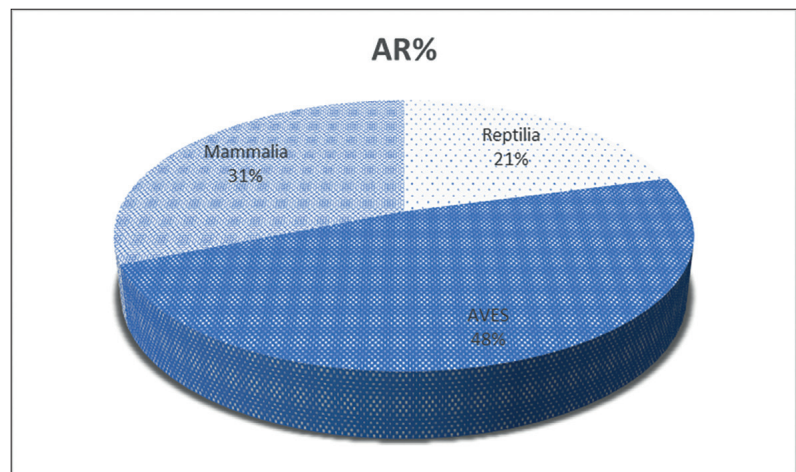


Figure 3 – Relative abundance (%) of prey categories found in Golden eagle nest remains.

Figure 3 – Abondance relative de catégories de proies trouvées dans les restes des nids des aigles royaux.

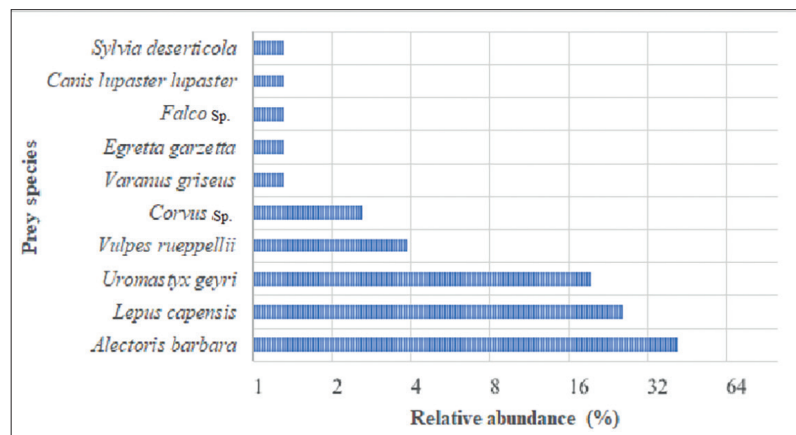


Figure 4 – Relative abundance of prey found in nest remains.

Figure 4 – Abondance relative de proies trouvées dans les restes des nids.

Characteristics of nesting sites

Four Golden eagles (*Aquila chrysaetos*) were found nesting in the study area. An additional four built nesting structures were observed but were not occupied at the time of the study. It should be noted that in the eight nests studied, all of the Golden Eagles in this research exhibited a preference for mountainous habitats and steep rocky areas for nest construction. These habitats offer unobstructed views of the surrounding area and provide natural protection. Nesting sites are chosen for their panoramic views, enabling Golden eagles to observe their hunting territory and spot potential prey from a distance. The altitudes of the eight occupied areas were 1234 to 1789 m with an average of 1493 m and elevated areas offer maximum visibility

for monitoring their surroundings, with a southwest orientation in four cases, northwest in three cases and southeast in the last case.

Clutch size and hatching success

The females laid their first egg in the first week of January. The average clutch size, according to the nests studied, is 50% with a single egg and 50% with two eggs per brood raised.

Development of chicks and successful take flight

The hatching date was determined by periodically monitoring the nest from a distance to avoid disturbing the eagles. Each chick was weighed individually using a microbalance,



Figure 5 – *Aquila chrysaetos* at the age of: (A) 2 days after hatching; (B) 32 days; (C) 53 days; (D) adult female. Photographs by Brahimi Zakaria.

Figure 5 – *Aquila chrysaetos* à l'âge de : (A) 2 jours après l'éclosion ; (B) 32 jours ; (C) 53 jours ; (D) femelle adulte.

and the chicks had an average weight of $100\text{g} \pm 0.98$ after hatching. They were also covered with soft white down and had dark brown irises (Figure 5A). The pins of the primary feathers began to emerge after 25 days. The primary feathers began to emerge 30 days after hatching (Figure 5B). Only a little down remained around the forehead, breast, throat, and tarsus by the sixth week (Figure 5C). Young birds in southwest Algeria fledged at an average age of 72 days ± 1 . Furthermore, the upper parts of the raptors' plumage are lighter, particularly on the back of the head (Figure 5D). The feathered tarsi of the Golden eagle distinguish it. The plumage of immatures of *Aquila chrysaetos* is darker and less uniform than that of adults. It is distinguished by two white spots at the base of the primaries on the wings.

Discussion

During the rearing of eaglets in Mali, a total of 52 prey items were identified. This included 41 hares (*Lepus* sp.), 6 gangas (4 *Pterocles senegallus*, 1 *Pterocles lichtensteini*, 1 *Pterocles* sp.), 3 whiptails (*Uromastix* sp.), 1 Rattel (*Mellivora capensis*), and 1 burrowing squirrel (*Xerus erythropus*) (Clouet & Goar 2006). In contrast, in Morocco, 34 skeletal prey items were found under two eagle nests (Bautista *et al.* 2018). The most frequently consumed prey was the common tortoise *Testudo graeca* ($n = 18$), followed by the domestic goat *Capra aegagrus hircus* with 9 individuals. Over a five-year period, from 1975 to 1979, a total of 2881 prey individuals belonging to 65 prey species were collected from 162 Golden eagle nests in northern Sweden. Birds were captured in greater numbers than mammals (Tjernerberg 1981).

Hares (*Lepus* sp.) were the predominant prey species in Mali, constituting 79% of the diet. In the Corbières Mediterranean basin, rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) made up 31.5% of the prey items (Clouet *et al.* 2017). Studies conducted in Mediterranean mountains revealed that Golden eagles regularly consumed ungulate carcasses, taking advantage of 57% of available carcasses. Approximately 90% of territorial eagles fed on these monitored carcasses, and their consumption remained consistent throughout the year. However, this food source represented only 1.5% to 9.1% of the prey types identified through traditional methods.

Clouet *et al.* (2017) conducted research in the Atlantic zone of the Basque Country, where the diet was more diversified, with a higher proportion of intraguild predation. In the Adrar region of Mali, the average altitude of the eight occupied areas was 533m. Approximately 50% of the studied nests faced a northerly direction, and nest diameters ranged from 1 to 1.5 meters (Clouet & Goar 2006).

Brown & Amadon (1968) reported that the number of eggs in a clutch varied from 1 to 4, with clutches of 2 being the most common. According to Watson (1997), young eaglets typically remain in the nest for about 70 days. An adult Golden eagle exhibits uniform dark brown plumage, with both the beak and tail also being dark in color.

Conclusion

This study has deepened our understanding of terrestrial predators in Algeria, as well as the diet and reproductive ecology of the Golden Eagle. In the studied region, the density of nesting Golden Eagle pairs is relatively low. Although our data do not cover the entire year and primarily focus on the spring seasons during which this study was conducted, they still provide significant insights into the feeding habits of young eagles during this period. We are confident that our data regarding feeding habits are representative of Golden Eagles in the southwest of Algeria.

Spatial analyses reveal variations in the diet of the Golden Eagle across different ecoregions, with local environmental factors influencing prey availability. The partridges, hares, and *Uromastix* lizards are attractive prey for Royal Eagles due to several appealing characteristics: their suitable size, accessibility in appropriate habitats, diurnal behavior, relative ease of capture, and seasonal availability. Indeed, our results indicate that eagles closely depend on the natural availability of prey, and unlike what has been observed in Morocco, the contribution of livestock to the diet of Golden Eagles in this region is virtually non-existent.

This raptor species deserves further in-depth study due to its unique predator-prey relationship in Algeria. It is important to note that this study focused on only eight nesting sites, but given the rarity of the species, the publication of these results holds great significance.

Acknowledgements

We thank Mr. Brahimi Zakaria for his partial funding and invaluable help. We are also grateful to the local shepherds (Muhammad and Jalal) for their help locating the nests.

Conflict of Interests

The authors declare that there are no conflicts of interest related to this article.

References

- Aroudj, M. & Ouarab, S. (2021). Premières données sur la biologie de la reproduction d'un couple hibou grand-duc ascalaphe *Bubo ascalaphus* (Savigny, 1809) dans la région de Relizane (El Hmadna) Algérie. *Bulletin de la Société zoologique de France* 146, 4.
- Bautista, J., Castillo, S., Paz, J.L., Ellis, D.H. (2018). Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) as potential predators of Barbary macaques (*Macaca sylvanus*) in northern Morocco: evidences of predation. *Go-South Bull.* 15, 172-179.
- Biche, M., Sellami, M., Libois, R. & Yahiaoui, N. (2001). Régime alimentaire du Grand-Duc du désert, *Bubo ascalaphus*, dans la réserve naturelle de Mergueb (M'Sila, Algérie). *Alauda* 69.
- Blondel, J. & Aronson, J. (1999). *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, USA.
- Brown, L. & Amadon, D. (1968). *Eagles, hawks and falcons of the world*. Country Life Books London.
- Chaline, J., Baudvin, H., Jammot, D. & Saint Girons, M.C. (1974). *Les proies des rapaces, petits mammifères et leur environnement*. Doin, Paris.
- Clouet, M. & Barrau, C. (2015). Decline of the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in Ethiopia. *Journal of Raptor Research* 49, 222-226.
- Clouet, M., Gerard, J.-F., Goar, J.-L., Goulard, M., González, L., Rebours, I. & Faure, C. (2017). Diet and breeding performance of the Golden eagle *Aquila chrysaetos* at the eastern and western extremities of the Pyrenees: an example of intra-population variability. *Ardeola* 64, 347-361.
- Clouet, M. & Goar, J.-L. (2006). L'Aigle royal *Aquila chrysaetos* au Sud du Sahara. *Alauda* 74, 441-446.
- Djilali, K. (2019). *Bioécologie de quelques rapaces dans les régions de Ghardaïa et de Béchar*, Thèse de doctorat de l'Université de Ouargla.
- Djilali, K., Sekour, M., Beddiaf, R., Souttou, K., Guezoul, O. & Ababsa, L. (2011). Étude du régime alimentaire du Hibou Ascalaphe *Bubo ascalaphus* (Savigny, 1809) dans la région de Sebseb (Ghardaïa). *Actes du Séminaire international sur la biodiversité faunistique en zones arides et semiarides*, 252-257.
- Fergusson-Lees, J. & Christie, D. (2001). *Raptors of the world: a field guide*. London: Helm.
- Fernandez, C., (1991). Variation clinale du régime alimentaire et de la reproduction chez l'aigle royal (*Aquila chrysaetos* L.) sur le versant sud des Pyrénées. *Écologie, Terre et Vie* 46, 363-371.
- Gilbert, G., Gibbons, D.W. & Evans, J. (1998). *Bird Monitoring Methods: a manual of techniques for key UK species*. RSPB.
- Goar, J.-L. & Masse, P. (2006). Reproduction a moins de trois ans d'une femelle d'aigle royal *Aquila chrysaetos*. *Alauda* 74, 455-457.
- Isemann, P. & Moali, A. (2000). *Birds of Algeria*. SEOF.
- Krebs, C.J., Boonstra, R., Nams, V., O'Donoghue, M., Hodges, K.E. & Boutin, S. (2001). Estimating snowshoe hare population density from pellet plots: a further evaluation. *Canadian Journal of Zoology* 79, 1-4.
- Mcintyre, C.L. & Schmidt, J.H. (2012). Ecological and environmental correlates of territory occupancy and breeding performance of migratory Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in interior Alaska. *Ibis* 154, 124-135.
- Morales-Yañez, I., Rodríguez-Estrella, R. & Gatica-Colima, A.B. (2023). Nest-site selection by Golden Eagle *Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758) (Accipitridae: Accipitridae) in Janos, Chihuahua, Mexico. *Acta zoológica mexicana* 39.
- Preiss, E., Martin, J.-L. & Debussche, M. (1997). Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: consequences to the breeding avifauna. *Landscape ecology* 12, 51-61.
- Ramade, F. (1984). *Éléments d'écologie. Écologie fondamentale*. Mc. Graw Hill, Paris.
- Sirami, C., Jay-Robert, P., Brustel, H., Valladares, L., Le Guilloux, S. & Martin, J.-L. (2008). Saprophytic beetle assemblages of old Holm-oak trees in the Mediterranean region: role of a keystone structure in a changing heterogeneous landscape. *Écologie, Terre et Vie* 101-114.
- Steenhof, K., Kochert, M.N. & McDonald, T.L. (1997). Interactive effects of prey and weather on Golden Eagle reproduction. *Journal of Animal Ecology*, 350-362.
- Steidl, R.J. & Anthony, R.G. (2000). Experimental effects of human activity on breeding bald eagles. *Ecological Applications* 10, 258-268.
- Tjernberg, M. (1981). Diet of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* during the breeding season in Sweden. *Ecography* 4, 12-19.

La steppe algérienne, entre pressions anthropogènes et sauvegarde durable

The Algerian steppe: between anthropogenic pressures and sustainable conservation

Seddik HAICHOURL^{1*}, Bouzid NEDJIMI², Khéloufi BENABDELI³

1. Docteur en géographie et aménagement rural; Cadre du ministère de l'Agriculture en retraite, Algérie

2. Professeur Laboratoire d'exploration et de valorisation des écosystèmes steppiques, Université de Djelfa, Algérie

3. Professeur Laboratoire géo-environnement, Université de Mascara, Algérie

* Auteur correspondant: S_haichour@yahoo.fr

Résumé

L'espace steppique aride et semi-aride algérien est d'une importance capitale, comme source de production de fourrage naturel; aire de pâturage des animaux; site principal de production de viande ovine et domaine d'activité d'une forte population pastorale. Ces services écosystémiques sont depuis un certain temps l'objet de menaces pouvant affecter plusieurs volets, dont la superficie de la steppe, par une régression de son étendue; la production en fourrage naturel, par une limitation de l'offre en herbe; la population pastorale, par un exil forcé vers les centres urbains limitrophes à la steppe et enfin la production de viande ovine, par une chute du taux de disponibilité. Cet état résulte des effets de plusieurs facteurs, à l'instar de la rareté ou l'insuffisance pluviométrique; l'usage déraisonné des aires de pâture; la surcharge animale sur les parcours; la sédentarisation des pasteurs et la mise en culture de certaines terres nues situées à l'intérieur de la steppe (dayas et dépressions), et ce pour s'assurer un revenu plus substantiel. La

préservation de l'intégrité physique de la steppe et la protection de sa flore spontanée nécessitent donc impérativement un usage raisonné de son espace naturel, condition nécessaire pour espérer voir réactiver la régénération des repousses; pérenniser la production et augmenter la productivité en fourrage naturel et en viande. L'atteinte de cet objectif reste cependant tributaire du respect des orientations arrêtées par les pouvoirs publics et de l'égard accordé au milieu steppique par les différents intervenants en son sein.

Abstract

The Algerian arid and semi-arid steppe rangelands possess a capital importance. They are a source of natural forage, grazing zones, a main site for sheep meat production and an area of traditional pastoral population activity. These ecosystem services have unfortunately been the subject of threats for some times, which could affect several aspects, including: the area of the steppe, by a

Mots-clés: steppe, parcours, pâture, ovins, pasteurs.

Keywords: steppe, rangeland, pasture, sheep, pastors.

regression of its extent; the production of natural fodder, by a limitation of the supply of grass; the pastoral population, by a forced exile to the urban centers bordering the steppe and finally sheep meat, by a drop in the availability rate. This condition results from the effects of several factors: the insufficiency of rainfall; the unreasonable use of the pasture rangelands; animal stocking rates; the sedentarization of the pastoral population and the cultivation of some potential steppe soils. The preservation of the physical integrity of the steppe and the protection of its spontaneous flora imperatively require a reasonable use of its natural space. This would lead to a sustainable production and increased productivity in natural forage and meat. The achievement of this objective remains dependent on compliance with the guidelines adopted by the public authorities and the respect given to the steppe environment by the various stakeholders.

Introduction

La steppe est définie comme étant un écosystème herbacé semi-aride caractérisé par de petites graminées poussant en touffes éparées avec d'autres plantes herbacées et des espèces ligneuses occasionnelles (Forage and Grazing Terminology Committee 1992; Allen *et al.* 2011). On désigne également par « parcours », des pâturages formés par une végétation spontanée et exploitée de manière extensive en vue de l'alimentation d'un cheptel, essentiellement ovin (Nedjimi & Guit 2012). Quoiqu'il en soit, la steppe aride indique le début du désert pour les profanes ; l'espace de pâture du mouton pour les éleveurs ; un lieu de production de végétation des milieux arides et sahariens pour les plus initiés. Ce même espace naturel constitue également l'unique rempart naturel contre la désertification (Nedjimi & Guit 2012).

Le devenir de la steppe algérienne est un sujet assez préoccupant, car portant sur un volet déterminant, à savoir celui des ressources naturelles et donc des services écosystémiques. Le défrichement du couvert végétal, l'extension des terres cultivées, l'accroissement du cheptel et le surpâturage des parcours ont en effet engendré la dégradation de ces terres de parcours (Nedjraoui & Bedrani 2008 ; Hireche *et al.* 2015 ; Slimani *et al.* 2018). La superficie de ces sols dégradés est ainsi passée de 5 millions d'ha en 1985 à 7,5 millions d'ha en 2003. Les superficies parcourables sont passées de 10 millions d'ha à 8,7 millions d'ha sur cette même période (Dsasi 2010).

Ce travail de synthèse se fixe donc comme objectif une rétrospective portant sur divers volets, dont les aspects écologiques (1.) ; l'évolution du mode d'exploitation dans le temps (2.) ; et les facteurs de dégradation menaçant cet espace naturel (3. et 4.). Dans une dernière section (5.), nous proposerons également les solutions pouvant être appliquées pour sauvegarder l'intégrité de ce territoire naturel et la préservation de ses fonctions environnementales et économiques.

Méthodologie et objectifs

La méthodologie adoptée dans le présent travail repose sur une synthèse de la situation qui prévaut au niveau de cet espace naturel, afin de recenser les facteurs de dégradation. Ce travail d'investigation s'est vu renforcer par les informations tirées de l'exploitation de diverses sources et supports (rapports, thèses, articles, communications, colloques et séminaires). Cette démarche a contribué à donner du corps au texte à travers le recueil d'informations répondant aux préoccupations soulevées. Les expériences respectives des personnes ayant contribué au présent travail de recherche (travail de recherche en lien avec la steppe et valorisation de l'environnement steppique) permettent d'interpréter et de clarifier certaines situations que connaît cet espace naturel.

Pour tendre vers la préservation tant écologique (préservation du site naturel contre le phénomène de désertification – « conservation du sol par la végétation steppique » – et de sa fonction sociale – « site d'hébergement d'une population pastorale nombreuse, sans laquelle la pratique de l'élevage devient impossible ») qu'économique (pourvoyeur du pays en viande ovine, espèce animale très adaptée aux potentialités naturelles de la région steppique), la définition d'une stratégie soutenue par un plan d'actions en adéquation avec la situation du terrain constitue une pratique qui permettra de démultiplier les propositions de sauvegarde et de développement. *A priori*, trois contraintes majeures précédemment identifiées (Nedjraoui & Bedrani 2008) pénalisent quelque peu la préservation et le développement recherchés de l'écosystème steppique : l'aridité ; l'absence de stratégie de préservation et de restauration des écosystèmes steppiques. Aussi, pour épargner à cet espace naturel les impacts de

ces contraintes naturelles et anthropiques et afin d'assurer une pérennité des formations steppiques composées d'espèces autochtones dans leur habitat édaphique et climatique, toute l'attention doit être portée sur les modalités de préservation (Benabdeli 2017). Pour tendre vers cette finalité, la stratégie des développements de la présente réflexion aura l'ossature suivante :

- identification des composantes de l'aire steppique algérienne ;
- mode d'exploitation de la steppe et son évolution dans le temps ;
- contraintes pénalisant l'espace steppique ;
- degré d'impact des opérations techniques conduites en milieu steppique ;
- stratégie à mettre en œuvre pour tenter de préserver les parcours et d'amorcer le développement durable de l'espace steppique.

Pour pouvoir appréhender avec la justesse voulue les caractères constitutifs de cet espace, il apparaît nécessaire de le définir au préalable et de décrire les traits qui le distinguent. Selon Le Houérou (1995), il s'agit « d'une immense étendue plus ou moins aride, à relief peu accusé, couverte d'une végétation basse et clairsemée comprise entre les isohyètes 400 mm au nord et 100 mm au sud, limites qui correspondent à l'aire bioclimatique de l'alfa (*Stipa tenacissima*) ».

Identification des composantes de l'aire algérienne

Quatre éléments distinguent cet espace naturel.

Éléments géographiques

La steppe se localise sur le plan spatial entre deux chaînes montagneuses, en l'occurrence l'Atlas tellien au nord et l'Atlas saharien au sud, avec pour dimensions 1 000 km de long, 300 km de large du côté ouest et 150 km du côté est. Son altitude oscille entre 400 et 1 200 mètres. Sa surface est estimée à 32 millions d'hectares, dont 20 millions d'hectares de parcours steppiques ($250 < P < 400$ mm/an) et 12 millions d'hectares de parcours présahariens ($100 < P < 250$ mm/an) (Nedjimi & Guit 2012) (figure 1).

Les supposés 20 millions d'hectares que compte l'espace steppique se répartissent en parcours, terres cultivées, forêts, matorrals et terres non cultivées (tableau 1).

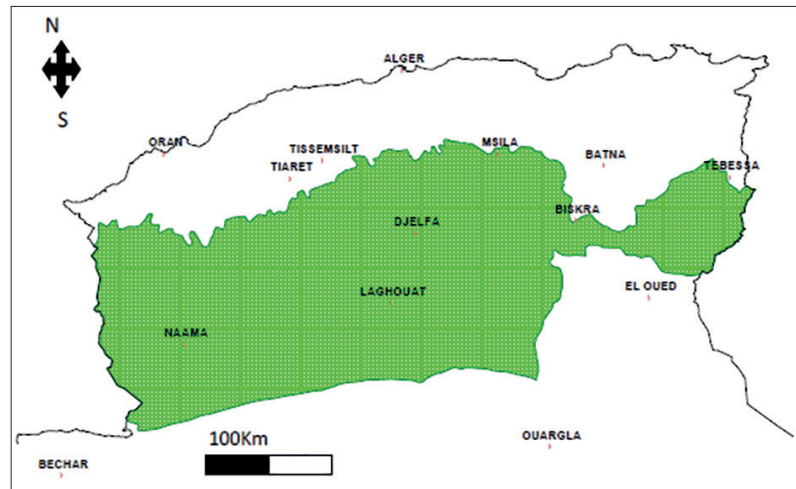


Figure 1 – Localisation de la steppe au plan spatial (Nedjraoui & Bedrani 2008).

Tableau 1 – Composition structurelle de l'étendue steppique (Khaldi 2004).

Occupations	Superficie 10 ⁶
Terres de parcours	15,0
Terres cultivées	2,7
Maquis, forêts, terres non cultivées	2,3
Superficie totale	20,0

Avec ces 20 millions d'hectares, cet espace paraît être assez vaste, mais il connaît une dégradation avancée, parfois irrémédiable, estimée à plus de 35 % (DSASI 2010).

Éléments climatiques

Le climat au niveau de la steppe est de type méditerranéen soumis à une forte variabilité, avec un niveau de précipitations annuelles compris entre 100 et 400 mm. La répartition des précipitations au niveau de la steppe permet de distinguer l'existence de 3 zones, à savoir : 8 millions d'hectares reçoivent moins de 200 mm ; 6 millions d'hectares entre 200 et 300 mm et 6 millions d'hectares entre 300 et 400 mm (Djellouli 1981 ; Yerou & Benabdeli 2013). Les relevés pluviométriques effectués sur une durée de 50 ans (de 1966 à 2016) au niveau de trois stations météorologiques assez bien implantées sur le plan spatial confirment bien l'irrégularité notée (tableau 2).

La pluviométrie constitue un facteur limitant d'une importance capitale, la valeur moyenne

Tableau 2 – Moyennes des précipitations en mm entre 1966-1990 et 1991-2016 dans la steppe algérienne.

Stations	1966-1990	1991-2016	Écart en mm
El-Bayadh	323	309	14
Djelfa	308	284	24
Tebessa	345	328	17

de quelques paramètres climatiques se résume à des précipitations moyennes de 271 mm ; une température moyenne minimale du mois le plus froid de $-0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ et une température moyenne maximale du mois le plus chaud de $34,5\text{ }^{\circ}\text{C}$. Il en découle un coefficient pluviométrique d'Emberger situé entre 24,5 et 27,7 et caractérisé par une période de sécheresse supérieure à 7 mois d'avril à octobre (Le Houérou 2004).

Éléments édaphiques

Les sols steppiques sont peu profonds et pauvres en matières organiques, ce qui induit une forte sensibilité à l'érosion. Les sols de qualité moyenne sont réservés à la

céréaliculture, même aléatoire, et se localisent dans les dépressions, les lits d'oued, les dayas et les piémonts de montagne. Les cinq principaux types de sols rencontrés sont des sols minéraux bruts d'érosion, des sols peu évolués d'apport éolien et d'apport alluvial, des sols calcimagnésiques, des sols halomorphes et des sols iso-humiques (Le Houérou 2002).

Éléments floristiques

La steppe algérienne est constituée par des formations herbacées pérennes de *Macrochloa tenacissima*, *Artemisia herba alba*, *Lygeum spartum* et *Hammada articulata*. L'exploitation des travaux de Nedjraoui (2003) et de Benabdeli & Moulay (2013) a permis

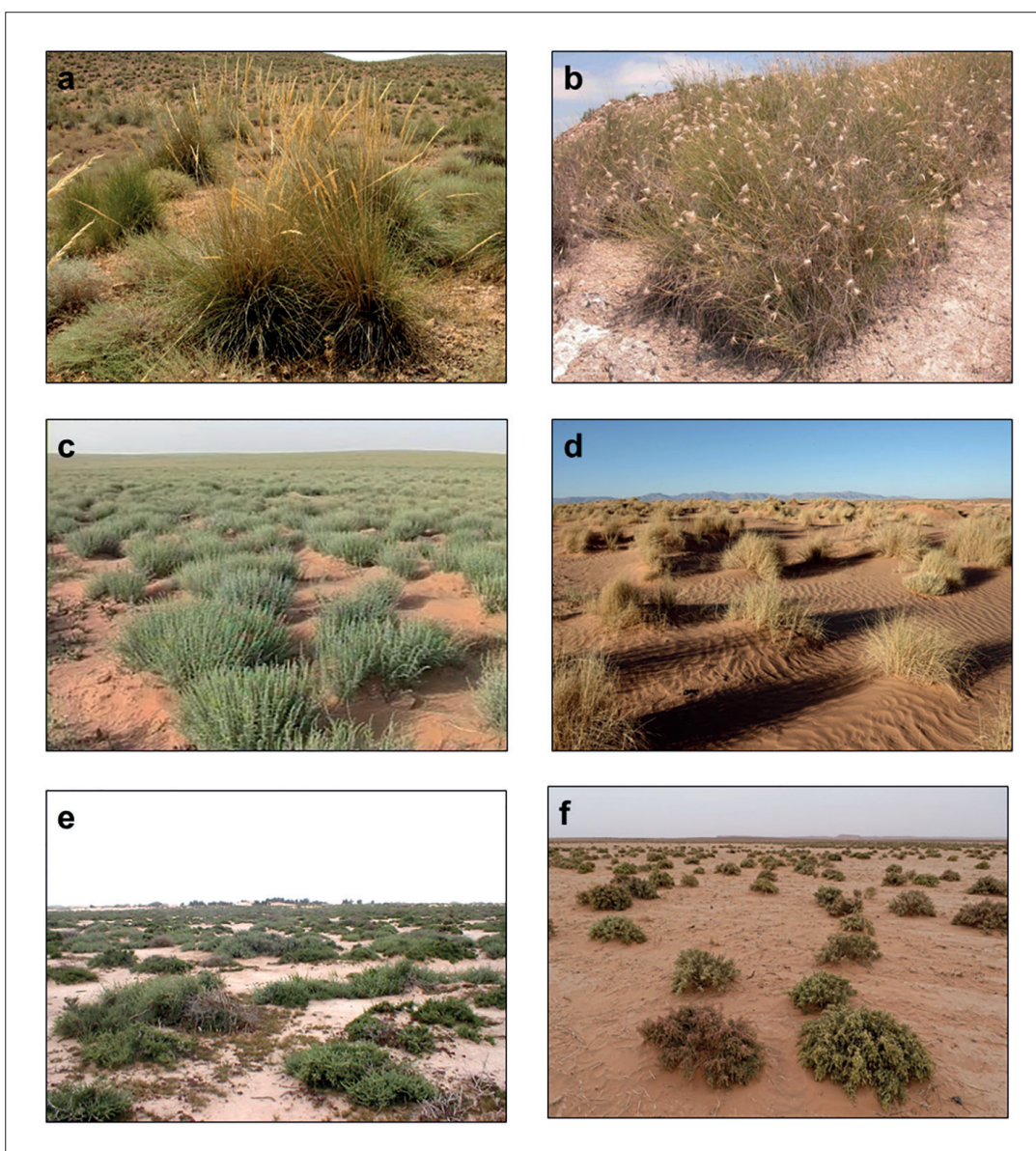


Figure 2 – Différents types de steppes: (a) Steppe à alfa (*Macrochloa tenacissima*); (b) Steppe à sparte (*Lygeum spartum*); (c) Steppe à armoise (*Artemisia herba alba*); (d) Steppe à psammophytes (*Stipagrostis pungens*); (e) Steppe à halophytes (*Atriplex halimus*, *Caroxylon vermiculatum*); (f) Steppe à remth (*Hammada articulata*).

Tableau 3 – Différents types de steppes en Algérie. UF: Unité fourragère; MS: Matière sèche; éq. ovin: équivalent-ovin.

Steppes	Espèce caractéristique	Superficie (ha)	Production annuelle (kg MS/ha/an)	Productivité pastorale (UF/ha)
à alfa	<i>Macrochloa tenacissima</i>	4 millions	1 000 à 1 500	60 à 150
	Aire de prédilection de l'essence floristique – Au plan bioclimatique: étage bioclimatique semi-aride et aride à hiver frais et froid et aride supérieur à hiver froid. – Au plan édaphique: colonise les substrats bruns calcaires et les glacis d'érosion encroûtés. Altitude de 400 à 1 800 m.			
à armoise	<i>Artemisia herba alba</i>	3 millions	1 000	150 à 200
	Aire de prédilection de l'essence floristique – Au plan bioclimatique: se situe dans les étages arides supérieurs et moyens à hiver frais et froid et semi-arides frais. Les précipitations sont comprises entre 100 et 300 mm. Les parcours à armoise sont considérés comme les meilleurs parcours avec une charge de 1 à 3 ha /éq. ovin. Parcours utilisés tout au long de l'année et lors des mauvaises saisons. En été ou en hiver, ils constituent des réserves importantes. Espèce bien adaptée à la sécheresse et à la pression animale, en particulier ovine. – Au plan édaphique: pousse souvent sur des sols limoneux à croûtes plus ou moins profondes.			
à sparte	<i>Lygeum spartum</i>	2 millions	300 à 500	150
	Aire de prédilection de l'essence floristique – Au plan bioclimatique: localisés dans les étages semi-arides frais et surtout arides frais ou froids. Les parcours à sparte sont d'un niveau productif moindre. Pâturage assez pauvre en valeur énergétique: 0,20 UF/kg MS. Cette plante n'est broutée qu'au moment des bourgeonnements aériens des rhizomes (mars-avril). Son intérêt vient de sa diversité floristique. La productivité des espèces annuelles et des plantes vivaces (100 à 190 UF/ha/an) permet une charge de 2 à 5 ha/ éq. ovin. – Au plan édaphique: on les retrouve souvent sur des sols gypseux avec pellicule de glaçage en surface. Elles occupent les glacis d'érosion encroûtés recouverts d'un voile éolien sur sols bruns calcaires, halomorphes dans la zone des chotts (zones salées humides).			
à remth	<i>Hammada articulata</i>	4 millions	40 à 80	25 à 50
	Aire de prédilection de l'essence floristique – Au plan bioclimatique: étage bioclimatique hyper-aride et subdésertique (xérophile) (20 < P < 200 mm/an). Assez faible production sur le plan pastoral avec une charge pastorale de 10 à 12 ha/éq. ovin. – Au plan édaphique: sols pauvres, bruns calcaires à dalles ou sierozems encroûtés (CPCS 1967).			
à psammophytes (espèces colonisant les régions sableuses)	<i>Aristida et Thymellaea</i>	700 000	300 à 500	50 à 100
	Aire de prédilection de l'essence floristique – Au plan bioclimatique: fortement présentes en zones arides et présahariennes. Ce sont généralement des steppes graminéennes à <i>Stipagrostis pungens</i> (<i>Aristida pungens</i>) et <i>Thymellaea microphyla</i> ou encore des steppes arbustives à <i>Retama raetam</i> . Recouvrement de la végétation supérieur à 30 % pour une production pastorale comprise entre 50 et 100 UF/ha/an. Cette production est due essentiellement à la prolifération des espèces annuelles dans ce type de parcours, ce qui permet une charge de 2 à 3 ha/éq. ovin. – Au plan édaphique: texture sableuse des horizons de surface avec apports d'origine éolienne. Elles suivent les couloirs d'ensablement et se répartissent également dans les dépressions constituées par les chotts (zones salées humides).			
à halophytes	<i>Atriplex, Suaeda et Caroxylon</i>	1,3 million	500 à 5 000	300
	Aire de prédilection de l'essence floristique – Au plan bioclimatique: constituent d'excellents parcours, notamment pour les ovins, en raison des valeurs énergétiques relativement élevées des espèces les plus répandues (0,89 UF/Kg MS pour <i>Suaeda vermiculata</i> ; 0,85 UF/Kg MS pour <i>Atriplex halimus</i> ; 0,68 UF/Kg MS pour <i>Frankenia thymifolia</i> et 0,58 UF/Kg MS pour <i>Caroxylon vermiculatum</i>). – Au plan édaphique: ces formations végétales coalisent les sebkhas et les chotts, et se développent sur sols halomorphes profonds riches en sels solubles. La composition chimique des sols (la nature des sels, leur concentration et leur variation dans l'espace) génère une zonation particulière de la végétation halophile autour des dépressions salées.			

de recueillir certaines données concernant la végétation que nous avons portées dans le tableau 3.

Mode d'exploitation de l'espace steppique et son évolution dans le temps

L'espace steppique, considéré comme un terrain de parcours par excellence, connaît une dégradation sous l'effet de diverses pressions

et stress. La diminution des précipitations (tableau 2), la forte charge animale sur parcours et l'exploitation des parcours à des fins agricoles (céréaliculture) constituent les principales menaces. Les terres dites de parcours occupent 15 millions d'hectares (tableau 1), chiffre qui paraît être incertain en se référant à la définition de la notion de terre de parcours : « C'est celle qui bénéficie d'un potentiel de production d'une strate herbacée pérenne permettant une certaine biomasse verte. Cette

dernière est loin d'être similaire à celle des différentes steppes où dominant des espèces buissonnantes et pérennes jouant un rôle de protection et jadis économique » (Benabdeli et al. 2008).

La steppe et les pratiques pastorales

La pâture mouvante (*Achaba* en été direction nord et *Azzaba* en hiver direction sud) permettait aux hommes des zones steppiques de maintenir la régénération naturelle de la végétation dans le temps. C'est un procédé simple : « une pâture des animaux mouvante au plan spatial, obligeant les hommes à se déplacer des confins présahariens aux zones céréalières du Tell, à la recherche de ressources alimentaires suffisantes, pour couvrir les besoins de leur cheptel » (Boukhobza 1982).

Ces déplacements, qui duraient cinq à six mois dans l'année, reposaient sur une démarche fondée sur les résultats d'une prospection conduite au préalable qui permettait de localiser l'endroit convenant le mieux à la pâture des animaux. Le flux migratoire des troupeaux dépend du type d'élevage pratiqué à la recherche d'herbage et de chaumes (tableau 4).

À la pratique de la sédentarisation s'ajoutent les répercussions liées à la faiblesse et à l'irrégularité de la pluviométrie et au réchauffement climatique qui intensifie à son tour l'effet du déficit hydrique, lequel agit négativement sur la disponibilité fourragère des parcours. Cette limitation du tonnage de production fourragère a poussé les éleveurs à combiner plusieurs sources alimentaires (les parcours, les jachères, les résidus de culture, les chaumes, l'orge en vert et la complémentation) (Kanoun et al. 2007).

Plus de 86 % des éleveurs s'adonnent au travail de la terre (1,1 million d'ha en 1968 et 2,18 millions d'ha en 2009), et ce, au mépris des conséquences au plan environnemental : dégradation du couvert végétal et faibles rendements des cultures céréalières (2 à 5 qx/ha) (Nedjimi & Guit 2012).

Aperçu de l'évolution de l'exploitation de l'espace steppique dans le temps

L'exploitation des travaux des auteurs cités précédemment souligne que l'espace steppique en Algérie a connu plusieurs formes de gestion.

- Avant la colonisation française : la propriété de la terre était commune et son accès obéissait à des accords informels entre communautés tribales. Les populations nomades géraient 85 % du cheptel ovin national et se déplaçaient dans la quasi-totalité du territoire algérien, de la mer Méditerranée jusqu'aux oasis (Bencherif 2011). Dans leur esprit, la pratique de l'élevage ovin ne pouvait être envisagée sans le bénéfice de grands espaces de pâture.
- Au cours de la période coloniale : la généralisation de la propriété privée s'est étendue sur les territoires septentrionaux du pays, fait qui a réduit l'espace de pâture, cantonné la transhumance dans les limites extrêmes de la zone steppique et bouleversé les habitudes héritées. Cet état de fait s'est vu amplifier par les effets du stress hydrique décisif durant les années 1944-1948 et 1960-1961, et ce en réduisant d'une manière drastique le couvert végétal steppique (Khaldi 2014).
- Depuis l'ère de l'Algérie indépendante : la prise en charge de cet espace par la nouvelle administration a constitué une occasion inespérée pour les éleveurs de doubler leurs effectifs, au mépris de l'incapacité de la steppe à pouvoir supporter toute la charge animale qui pâture sur son espace, ainsi que les précipitations qui ont fortement régressé en volume, de l'ordre de moins de 18 à 27 %, avec un allongement de la saison sèche d'une durée de 2 mois (Chalane 2016).

Contraintes pénalisant l'espace steppique

L'espace steppique est confronté depuis des décennies à deux types de contraintes (naturelles et anthropiques) qui entravent son maintien. En plus de la fragilité du milieu naturel steppique, les pressions anthropiques directes et indirectes impactent négativement une dynamique progressive du couvert végétal steppique et conduisent à la formation de parcours dégradés à base de *Peganum harmala*. Cela se traduit par une baisse de la production fourragère, une éradication partielle des espèces pérennes estimée à 26 % et représentant 80 % du couvert initial et une

Tableau 4 – Les différents types d'élevage en fonction de la mobilité dans les steppes algériennes (Bensmira et al. 2020).

Types	Rayon des déplacements	Nombre de têtes ovines	% des éleveurs
Sédentaires	< 5 km	40-80	17,4
Semi-sédentaires transhumants	< 25 km	100-250	28,3
Transhumants	> 100 km	300-600	54,3

extension des ensablements de surface passant de 12 à 66 % (Belloum & Dekhil 1991).

Contraintes climatiques

Localisé entre les isohyètes 200 mm et 400 mm, l'espace steppique dans sa globalité connaît un déficit hydrique et se caractérise par une grande saison sèche avec un bioclimat aride à hiver froid. Avec le réchauffement climatique, ce même espace naturel a perdu près de 10 % de sa capacité de production, fait qui s'est vu accentuer par l'allongement de la période de sécheresse jusqu'à atteindre 8 mois, ce qui entrave la pérennité de plusieurs espèces pérennes des formations végétales steppiques, à l'exemple de l'alfa et du sparte.

Pression démographique

C'est une des pressions qui contribue énormément à la dégradation de l'espace steppique. En effet, suite à l'accroissement démographique et à la sédentarisation de la population, on assiste actuellement à une extension rapide de l'agriculture au détriment des meilleures zones de parcours. Cette dégradation est aggravée par la forte pression animale et l'éradication des espèces ligneuses pour des besoins de combustibles.

Il faut dire que l'accroissement connu par la population est considérable au regard du nombre de personnes ayant trouvé refuge en son sein. De 900 000 habitants en 1954, il a avoisiné le seuil de 12 millions en 2020 (tableau 5) (Bouyahia *et al.* 2019).

Les opérations de réhabilitation de la steppe – en restaurant les parcours et en intensifiant la production fourragère par le biais des mises en défens et de plantations pastorales – ont permis l'amélioration de l'offre fourragère des parcours. Elles ont été une opportunité offerte aux éleveurs de prendre possession d'un lopin de terre et par là de pouvoir assurer la couverture des besoins alimentaires de l'élevage ovin, lequel connaît une tendance croissante de son effectif dans le temps au détriment de la préservation des formations végétales pérennes steppiques (Abdelguerfi *et al.* 2008).

Surcharge animale sur l'espace steppique

L'effectif du troupeau ovin s'est fortement accru, passant de 4 millions en 1954 (Abdelguerfi 2003) à 14 millions de têtes en 2010 (Khaldi 2014), jusqu'à dépasser le seuil de 26 millions de têtes ovines en 2017, soit

78 % de l'ensemble des élevages (MADR 2017). Cette surexploitation a été aggravée par l'utilisation de moyens de transport puissants et rapides qui ont permis et surtout facilité le regroupement, voire la concentration d'effectifs importants du cheptel au niveau des zones fraîchement arrosées par les pluies sans laisser pour cela le temps nécessaire à la végétation de se régénérer.

La faible biomasse des formations steppiques et l'effectif en forte augmentation se sont traduits par une surcharge avec un ratio supérieur à 5 équivalent-ovin (éq. ovin) par hectare au lieu de 1 correspondant aux potentialités réelles. L'effectif ovin est ainsi passé de 8 à 19 millions de têtes alors que la production en unités fourragères a régressé de 1 600 10⁶ à seulement 533 10⁶ (tableau 6).

La charge potentielle a connu également une diminution de 1 éq. ovin pour 4 hectares à 1 éq. ovin pour 8 hectares alors que la charge effective constatée est passée de 1 éq. ovin pour environ 2 ha à 1 éq. ovin pour 0,75 ha (Benabdeli & Benguerai 2012; Yerou 2013).

Sur la base de ces données, nous pouvons déduire que la non-réhabilitation de la steppe conduira inéluctablement à une augmentation de la surface par animal pour espérer pouvoir tendre vers une couverture des besoins alimentaires du cheptel.

Tableau 5 – Évolution de l'effectif de la population steppique en Algérie (Bencherif 2011).

Années	1966	1977	1987	1998	2020*
Population	2 817 339	3 843 098	5 398 549	7 225 408	11 700 000
* Prévission.					

Tableau 6 – Effectifs du cheptel en équivalent-ovin et charges pastorales dans les steppes algériennes (Nedjraoui 2003).

Années	1968	1998
Équivalent-ovin	7 890	19 170
Production UF/ha	1 600 10 ⁶	533 10 ⁶
Charge potentielle	1 éq. ovin / 4 ha	1 éq. ovin / 8 ha
Charge effective	1 éq. ovin / 1,9 ha	1 éq. ovin / 0,78 ha

Impacts des opérations techniques de réhabilitation pastorale conduites en milieu steppique algérien

La mise en défens

Cette technique de conservation et de régénération des parcours se pratique selon deux procédés : la mise en défens temporaire, laquelle vise la soustraction de surfaces de pâturage pendant une période de 1 à 6 mois variant selon le site, la biologie des espèces végétales et la période d'application (la plus propice se situe entre mars et juillet) et la mise en défens de longue durée qui consiste à interdire le pâturage sur les parcours pendant une période de deux ans et plus. Les surfaces ayant fait l'objet de ces aménagements diffèrent selon le site concerné (tableau 7).

Tableau 7 – Superficie des mises en défens dans les steppes algériennes (Ouldach 2021).

Région	Superficie (ha)
Tiaret	8 000
Saïda	10 000
Oued Touil	22 100
Tebessa	32 500
Biskra	40 000
Khenchela	48 000
Laghouat	78 000
El-Bayadh	95 600
M'Sila	104 000
Naâma	120 000
Djelfa	123 318
Total	681 518

Les résultats obtenus ont certes été intéressants, mais une fois la restriction levée, la végétation est à nouveau dégradée par la surcharge animale des parcours (Ouldach 2021).

Les plantations d'arbustes fourragers

Le recours à la plantation d'arbustes à feuilles persistantes adaptées aux conditions du milieu steppique permet la valorisation des espaces très dégradés où le couvert végétal ne peut pas se régénérer par la mise en défens ; il s'agit essentiellement des *Atriplex*, des acacias, des *Opuntia* et des *Medicago*. Les résultats obtenus étaient satisfaisants (Amghar *et al.* 2016). Les principaux impacts de cette action concernent l'amélioration de la production fourragère de 30-50 UF /ha à plus de 600 UF /ha et la protection des sols contre la désertification.

L'intervention du Haut Commissariat au développement de la steppe (HCDS)

Durant les années 1980, le Haut Commissariat au développement de la steppe a été créé pour instaurer une politique de développement intégré de la steppe, en tenant compte de tous les aspects techniques, économiques et sociaux. Son activité devait se centrer sur la réhabilitation des parcours dégradés, la création de zones d'épandage des eaux de crue et la multiplication des points d'eau. Ce programme ambitieux s'est soldé du fait de différentes considérations (population locale hostile ; prix élevé des travaux préconisés) par des opérations ponctuelles non intégrées dans une vision d'ensemble, d'où cette incapacité à pouvoir développer durablement l'espace steppique (Nedjraoui 2004).

Globalement, les actions initiées au niveau de la steppe n'ont pas concouru à préserver sa spécificité originelle répondant aux besoins du cheptel, mais elles ont conduit à la diminution, sinon à la raréfaction drastique, des plantes pastorales, prélude à une extension du phénomène de dégradation et à une réduction des aires de parcours.

Résultats du diagnostic global opéré sur l'espace steppique algérien

La promulgation de la loi du 13 août 1983 relative à l'accession à la propriété foncière agricole a engendré une certaine confusion au sein de la corporation des éleveurs, de par les écarts relevés ici et là quant aux résultats contradictoires obtenus sur le terrain, pour ce qui est de l'opération conduite en lien avec la mise en œuvre de l'opération de réhabilitation de la steppe (Bedrani 2001).

Pour soutenir les propos avancés, deux exemples sont cités à titre d'illustration.

- Le premier cas concerne la wilaya de Naâma. Les surfaces affectées en cet espace géographique sur la période 1984-1991 pour faire l'objet d'une valorisation de ses essences végétales d'une surface de l'ordre de 3 990 ha n'ont en réalité pas été atteintes, au sens où seulement 43 % de la surface délimitée ont pu bénéficier de l'application de certaines opérations techniques préconisées (Khaloun 2004).
- Le second cas se rapporte aux wilayas d'El-Bayadh et de Naâma. À ce niveau-là, les chiffres arrêtés en rapport avec les surfaces irriguées sur la période 1984-2008 ont connu une évolution non négligeable

passant de 3 130 ha en 1984 à 24 000 ha en 2008 (Hadied 2011).

LES DÉSAGRÈMENTS ORGANISATIONNELS, SOCIAUX ET FINANCIERS

Ils portent sur les difficultés d'investissement sur une longue durée, la multiplicité des entraves à la mise en place d'un tissu institutionnel adéquat (privé, public et coopératif) et la mobilisation convenue des cadres techniques dans l'acte d'aménagement initié. Les désagrèments sont liés au statut juridique des terres où le foncier constitue un obstacle infranchissable aux politiques de développement agricole ; le domaine *Arch* (propriétés collectives des tribus) revendiqué par certains groupes sociaux ou domaine de l'État, confusion qui a été à la base de graves conflits et tensions entre les citoyens et l'État et entre les citoyens eux-mêmes (Hadied 2011).

LES DÉSAGRÈMENTS LIÉS AU MILIEU NATUREL ET AUX TECHNIQUES

L'ensablement représente l'aspect le plus pernicieux pour les propriétés foncières agricoles visées par des opérations de mise en valeur. Elles sont en effet défavorisées par leur implantation géographique, parce que soumises à des vents chargés de sable, que ni les brise-vent, ni les autres types de protection ne sont capables d'empêcher le sable de pénétrer à l'intérieur de l'enceinte de la propriété exploitée (Hadied 2011).

Le choix des espèces et des variétés retenues (par exemple certaines espèces d'*Opuntia*) est inadapté aux conditions du milieu naturel ; il a contribué à amener les éleveurs à réviser le devenir des terres reconverties pour les destiner plutôt au parcours.

LES RETOMBÉES SOCIO-ÉCONOMIQUES

Malgré les aides consenties par l'État pour améliorer les conditions de production ovine, la situation générale de la steppe n'est pas à la hauteur des investissements consentis et des espérances des services techniques et des éleveurs. Les causes sont multiples. Tout d'abord, le changement climatique (élévation de température et faible et mauvaise répartition de la pluie) induit un faible couvert végétal. De plus, le pâturage est « pratiqué par contrainte pour sauver son cheptel, en raison de l'insuffisance de vert sur les parcours et de la surcharge animale ».

Le constat fait par le HCDS soutient cette tendance évolutive des surfaces mises en culture dans le temps. En effet, les surfaces

ensemencées pour la culture, surtout d'orge, sont passées de 1 100 000 ha en 1968 à plus de 3 millions d'ha en 1996, pour atteindre les 4 millions d'hectares en 2017. Le mobile de la lenteur du processus de développement pourrait être représenté selon le schéma suivant : « Écosystème fragilisé + sécheresse périodique sur une durée assez longue + forte pression anthropogènes + mauvaise gestion des ressources naturelles = désertification ».

La superficie exploitée par les gros éleveurs est de 66 ha en moyenne, alors que celle des petits éleveurs se situe autour de 28 ha. De plus, les gros éleveurs détiennent 51 % du patrimoine steppique et 81 % du cheptel. Cette opulence des gros éleveurs se voit renforcer par les moyens de transport dont ils disposent, leur permettant de se déplacer dans un rayon pouvant aller jusqu'à 100 km. Toutes ces commodités sur le plan des capacités matérielles expliquent l'écart significatif entre les deux catégories de producteurs (Hadied 2011).

Stratégie de sauvegarde l'espace steppique algérien

L'espace steppique a toujours été un domaine où de fortes pressions s'exercent, qu'elles soient d'ordre naturel, technique, économique, humain ou politique. Cet espace fait l'objet d'une dégradation générale, alors qu'il constitue un rempart à l'avancée du désert, une source importante de revenus et un refuge pour une population pastorale de l'ordre de 12 millions de personnes en 2020.

Comment parvenir à mettre en place, dans un premier temps, une stratégie visant à préserver les parcours d'une éventuelle dégradation et, dans un second temps, à préconiser une approche permettant d'amorcer un développement durable de cet espace naturel steppique ?

Stratégie visant la préservation des parcours steppiques d'une éventuelle dégradation

Les formations végétales steppiques font face à une diminution des précipitations de l'ordre de 10 à 15 %, en plus des pressions anthropozoogènes nécessitant l'adoption d'une politique d'aménagement intégrée pour leur préservation. Ces espaces ne doivent plus être considérés comme des terres de parcours, mais comme des formations naturelles à préserver dans le cadre de la lutte contre la désertification.

La pratique d'un élevage ovin intensif doit remplacer l'extensif à travers une densification des plantations fourragères sur les terres considérées comme improductives dans le Nord et estimées à 10 millions d'hectares au lieu des 26 millions. L'effectif des troupeaux steppiques doit être réduit selon la production fourragère potentielle à travers une révision de la taille des exploitations.

Amorcer un développement durable de la steppe algérienne en restaurant la végétation

Pour une prise en charge des trois contraintes majeures que sont l'aridité, l'absence de stratégie de préservation et de restauration des écosystèmes steppiques et l'absence d'un plan de développement cohérent, trois actions sont à concrétiser.

Après la conduite d'un recensement et d'un inventaire de l'effectif des troupeaux exploitant l'espace steppique en vue d'une réorganisation spatiale et d'une exploitation durable, suivront la réalisation d'une cartographie de la biomasse et une évaluation de la biomasse pérenne des cinq types de steppes que compte l'espace algérien, données qui permettront ensuite de prendre les mesures techniques nécessaires pour pouvoir tendre vers un aménagement effectif et durable. Le programme d'intervention s'insérant dans ce cadre repose sur quatre actions principales, avec pour finalité de pallier ou d'atténuer les contraintes pénalisant l'espace steppique, principalement ses ressources naturelles. La mise en place de la feuille de route qui vise la préservation et la restauration de la steppe compte les opérations suivantes.

DÉCOUPAGE DU TERRITOIRE DE LA STEPPE ALGÉRIENNE EN ZONES ÉCOLOGIQUES

Sur les 20 millions d'hectares qu'occupe globalement l'espace steppique, il est possible d'identifier quatre catégories de zones assez homogènes.

- Zone 1 : 700 000 à 1 000 000 ha avec des précipitations annuelles moyennes de 350 mm. C'est essentiellement le domaine des maquis, des garrigues et des forêts de l'Atlas saharien.
- Zone 2 : 3,5 à 4 000 000 ha compris entre les isohyètes 250 mm à 350 mm. Il s'agit des zones steppiques les plus favorisées, situées sur la frange sud de l'Atlas tellien (chaîne montagneuse longeant les côtes de l'Algérie du Nord sur près de 1 200 km).

C'est la zone des « parcours vrais » qui accepte une charge pastorale de l'ordre de 2 ovins/ha. Elle est cependant occupée par la céréaliculture rentable en saison pluvieuse.

- Zone 3 : 5 à 6 000 000 ha avec des précipitations comprises entre les isohyètes 200 mm et 250 mm. C'est la région des hautes plaines centrales et méridionales et le versant sud de l'Atlas saharien. Les parcours sont médiocres, ne permettant qu'une charge pastorale de l'ordre de 1 ovin/ha.
- Zone 4 : s'étale sur 10 000 000 ha compris entre les isohyètes 100 mm et 200 mm localisée dans la partie méridionale du Hodna et du piémont sud-atlasique. Les parcours sont quasiment inexistants.

RESTAURATION DES ESPÈCES ENDÉMIQUES

Les techniques de régénération des essences locales steppiques sont méconnues par l'ensemble des éleveurs et doivent être appliquées selon les recommandations techniques faites à ce propos pour chacune des formations végétales considérées, après une mise en défens d'au moins 5 ans. La végétation steppique reste dominée par l'alfa (*Macrochloa tenacissima*) qui devrait occuper 4 millions d'hectares. Plusieurs travaux ont été conduits sur cet aspect de la question (Nedjraoui 1990), qu'il est possible de consulter pour s'informer des modalités permettant de renforcer son potentiel productif. Nous avons mentionné, tout au long du présent article, les auteurs qui s'étaient attardés sur la question de la steppe chaque fois que cela a été nécessaire (voir la liste des auteurs dans la bibliographie).

L'importance que représentent ces essences végétales est estimée pour le chih (*Artemisia herba alba*) à 3 millions d'hectares ; pour le sennagh (*Lygeum spartum*) et le guettaf (*Atriplex halimus*) en association à respectivement 2 et 1 million d'hectares. Le reste est occupé par des associations diverses (*Stipagrostis pungens*, *Thymelaea microphylla*, *Retama raetam*, *Artemisia campestris*, *Hammada articulata* et *Peganum harmala*) couvrant près de 5 millions d'hectares. Les formations végétales steppiques pérennes peuvent facilement couvrir 15 millions d'hectares et jouer un rôle irremplaçable en matière de lutte contre la désertification.

RÉVISION DU MODE DE GESTION DES PARCOURS STEPPIQUES ET DE LA CONDUITE DE L'ÉLEVAGE

L'éventualité de laisser des espaces non pâturés est inimaginable, au sens où l'effet des

différentes contraintes a conduit à une diminution significative des surfaces réservées à la pâture, aspect auquel nous avons fait référence dans une précédente partie. Il reste que l'amélioration de la situation productive de la steppe en plantes pastorales reste tributaire de la révision profonde des techniques d'exploitation appliquées en territoires steppiques, en se bornant à délimiter les zones à protéger, dont la végétation offre une résilience remarquable et écologiquement couvrant 50 % au moins de la superficie de l'espace steppique. Il faut alors opter pour un aménagement intégré de ce territoire pour être à même d'identifier les entités qui composent l'espace pastoral, en définissant le type d'aménagement à apporter et en précisant la vocation à allouer. Les écosystèmes ancestraux doivent cependant être protégés, sachant que l'impact des essences végétales reste l'unique moyen dans la lutte contre l'avancée des dunes. Ceci étant, une nouvelle forme de production animale est à imaginer en faisant en sorte que la charge en têtes d'ovins des espaces pastoraux ne soit pas excessive.

LEVIERS À ACTIONNER POUR PRÉSERVER ET PROMOUVOIR L'ESPACE STEPPIQUE

La priorité est à donner à la révision du code pastoral, avec comme orientation son adaptation à la réalité de l'espace steppique sous différents points de vue (le fondement de l'organisation de la société à l'échelle de la steppe ; les mécanismes de son fonctionnement ; les pratiques de l'élevage en usage au niveau de cet espace spécifique ; la manière de s'y prendre pour envisager une harmonie entre les trois composants « hommes, environnement et animaux »).

L'urgence réside dans l'étude d'un schéma directeur d'aménagement durable de cet espace qui prioriserait la préservation et le développement des cinq formations végétales steppiques pérennes. Il y a lieu également de moderniser l'élevage ovin en réhabilitant les vraies terres nues pouvant être plantées en espèces fourragères avec une préférence accordée aux arbustes, comme le févier (*Gleditsia* sp.).

La sensibilisation de la population aux méfaits de la désertification, à travers la contribution des médias, est un autre volet qu'il faudrait activer, de par le fait qu'il peut aider à rompre la chaîne du phénomène de dégradation menaçant cette contrée et à intensifier la richesse zonale (la production ovine) (Abdelguerfi 2003). Cette option exige

cependant des journalistes une connaissance suffisante des problèmes menaçant la steppe, pour être en mesure d'éclairer l'opinion publique et de contribuer efficacement à sa mobilisation. Globalement, les hommes restent très sensibles aux préoccupations d'intérêt national, pour peu que les pouvoirs publics suscitent ce besoin d'adhésion. Leur ralliement à l'idée de protéger ce patrimoine commun ne risque certainement pas de rencontrer une opposition quelconque, à la condition que le discours et les actes convergent.

Conclusion

Si par le passé, un certain équilibre a été maintenu au niveau de la steppe, de nos jours, la situation est tout autre, au sens où différents facteurs ont rompu l'équilibre d'antan, engendrant une diminution drastique du couvert végétal steppique et un déséquilibre écologique, sans épargner le volet social et économique. Cela étant, l'application d'un certain nombre de dispositions devient une nécessité, à l'exemple de la réactivation du code pastoral et de son actualisation, de la définition des mécanismes de fonctionnement des différents organes forestiers pour sa mise en application et enfin, de l'application judicieuse et prompte des aménagements préconisés, et ce pour mettre à l'abri les sites menacés d'une éventuelle aggravation de leur situation. Le projet de sauvetage de la steppe ne pourra connaître le succès que lorsque le choix des applications projetées sera respectueux de l'équilibre du milieu écologique ; que la volonté des pasteurs visera la préservation de leur environnement par son bon usage et enfin que les organes de veille (pouvoirs publics) resteront vigilants pour faire barrage aux plus récalcitrants.

Remerciements

Nous remercions vivement les relecteurs ainsi que l'éditrice de la revue pour leurs remarques constructives. Nous remercions également le professeur Guit B. pour l'acquisition des photos.

Références

- Abdelguerfi, A. (2003). *Évaluation des besoins en matière de renforcement des capacités nécessaires à l'évaluation et la réduction des risques menaçant les éléments de la diversité biologique en Algérie*. Rapport de synthèse. Projet PNUD-MATE, Tome V, 93 p.
- Allen, V.G., Batello, C., Berretta, E.J., Hodgson, J., Kothmann, M., Li, X., McIvor, J., Milne, J., Morris, C., Peeters, A. & Sanderson, M. (2011). An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass & Forage Science* 66, 2-28.
- Amghar, F., Langlois, E., Forey, E. & Margerie, P. (2016). La mise en défens et la plantation fourragère : deux modes de restauration pour améliorer la végétation, la fertilité et l'état de la surface du sol dans les parcours arides algériens. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* 20, 386-396.
- Bedrani, S. (2001). *Les contraintes au développement des zones steppiques et la mise en valeur par les concessions*. Ministère de l'Agriculture, Alger.
- Belloum, A. & Dekhil, S. (1991). La gestion des terres de parcours et l'aménagement de l'espace steppique algérien : un enjeu pour le développement. *New Medit* 4, 32-35.
- Benabdeli, K., Benguerai, A. & Yerou, H. (2008). L'utilisation de l'espace steppique comme terrain de parcours entre identification, potentialités, utilisation et contraintes socio-écologiques en Algérie. *Revue de l'écologie-environnement* 4, 54-67.
- Benabdeli, K. & Benguerai, A. (2012). *Identification de quelques indicateurs de mauvaise gouvernance comme source de la désertification de l'espace steppique en Algérie. Rencontre scientifique sur la lutte contre la désertification*. Université de Tlemcen, 16 et 17 juin 2012.
- Benabdeli, K. (2017). *Gestion des risques et préservation de la biodiversité de la steppe algérienne*. 2^e séminaire international en biologie « Valorisation des bio-ressources dans les zones arides », 10-11 décembre 2017.
- Bencherif, S. (2011). *L'élevage pastoral et la céréali-culture dans la steppe algérienne. Évolution et possibilités de développement*. Thèse de doctorat. Agro Paris Tech, Paris, France. 257 p.
- Bensmira, Z., Bouju, S., Benchaben, H., Bensmira, M., Penin, M.-L. & Noûs, C. (2020). Les stratégies d'adaptation des agro-éleveurs de la steppe algérienne face au changement climatique (cas de la région de Ras El Ma). *Les Cahiers d'Outre-Mer* 282, 205-236.
- Boukhobza, M. (1982). *L'agropastoralisme traditionnel en Algérie : de l'ordre tribal au désordre colonial*. Édit. OPU, Alger, 458 p.
- Bouyahia, H., Benabdeli, K., Mohammadi, M., Youcefi, M.T. (2019). Phytosociometry, a new vision, for evaluating the potential of steppe rangelands and the sustainability of extensive sheep farming systems. *Malaysian Journal of Fundamental and Applied Sciences* 15, 617-621.
- Chalane, F. (2016). *Inventaire et analyse de la phyto-diversité des steppes à Stipa tenacissima L. dans la région de Saïda (Algérie occidentale)*. Thèse de doctorat en sciences, Université Djilali Liabès de Sidi Bel Abbès (Algérie).
- CPCS (1967). *Classification des sols*. Laboratoire de Géologie et de Pédologie. École nationale supérieure d'agronomie, Grognon, France, 87 p.
- DSASI (2010). Direction des statistiques agricoles et des systèmes informatiques. Recensement général de l'agriculture, Rapport général des résultats définitifs, 125 p. <https://www.ummto.dz/dspace/bitstream/handle>
- Djellouli, Y. (1981). *Étude climatique et bioclimatique des hauts plateaux oranais (Wilaya de Saïda). Comportement des espèces vis-à-vis d'éléments du climat*. Thèse de doctorat 3^e cycle, USTHB, Alger, 178 p.
- Forage and Grazing Terminology Committee (1992). Terminology for grazing lands and grazing animals. *Journal of Production Agriculture* 5, 191-201.
- Hadeid, M. (2011). La politique de mise en valeur agricole en milieu steppique algérien : un essai de bilan dans les Hautes Plaines sud-oranaises (Algérie). *Insaniyat* 51-52, 99-118.
- Hireche, A., Hirche, A., Salamani, M., Abdelmadjid, B., Nedjraoui, D., Hourizi, R., Oukil, Y., Slimani, H., Khedache, Z., Belala, F., AitHamouda, T., Adi, N. & Grandi, M. (2015). Three Decades of Ecological Monitoring in Algerian Arid Rangelands. *Environmental Research Journal* 9, 351-368.
- Kanoun, A., Kanoun, M., Yakhlef, H. & Cherfaoui, M.A. (2007). Pastoralisme en Algérie. Systèmes d'élevage et stratégies d'adaptation des éleveurs ovins. *Rencontres Recherches Ruminants* 14, 181-184.
- Khalidi, A. (2014). La gestion non durable de la steppe algérienne. *Revue Vertigo* 15152.
- Khaldoun, A. (2004). Contraintes d'aménagement dans la steppe : exemples de quelques périmètres irrigués dans la wilaya de Naâma. In: *Aménageurs et aménagés en Algérie, héritages des années Boumediene et Chadli*. (eds Bendjelid, A., Brulé, J.C., Fontaine, J.). L'Harmattan, Paris.
- Le Houérou, H.N. (1995). Bioclimatologie et biogéographie des steppes arides de l'Afrique, diversité biologique, développement durable et désertification. *Options Méditerranéennes*, 396 p.
- Le Houérou, H.N. (2002). Man-made deserts: Desertization processes and threats. *Arid Land Research and Management* 16, 136.
- Le Houérou, H.N. (2004). An agro-bioclimatic classification of arid and semiarid lands in the iso-climatic Mediterranean zones. *Arid Land Research Management* 18, 301-346.
- Ministère de l'Agriculture et du Développement rural. (2017). *Rapport général*. Ministère de l'Agriculture et du Développement rural, Direction des statistiques agricoles et des systèmes d'information, 125 p.
- Benabdeli, K. & Moulay, A. (2013). Quelle stratégie de gestion durable des territoires forestiers en Algérie face à leur vulnérabilité. 3^e Semaine forestière méditerranéenne, Tlemcen, 17-21 mars 2013.
- Nedjimi, B. & Guit, B. (2012). Les steppes algériennes. Causes de déséquilibre. *Algerian Journal of Arid Environment* 2, 50-61.
- Nedjraoui, D. & Bedrani, S. (2008). La désertification dans les steppes algériennes : causes, impacts et actions de lutte. *Revue Vertigo* 8(1), 5375.
- Nedjraoui, D. (2003). *Profil fourrager (Algérie)*. Document FAO.
- Nedjraoui, D. (2004). Évaluation des ressources pastorales des régions steppiques algériennes et définition des indicateurs de dégradation. In: *Réhabilitation des pâturages et des parcours en milieux méditerranéens* (ed. Ferchichi, A.). Réunion du sous-réseau

- ressources fourragères méditerranéennes du réseau coopératif interrégional FAO-CIHEAM de recherche et développement sur les pâturages et les cultures fourragères, 2002/10/29-2002/11/01, Djerba (Tunisia). *Cahiers Options Méditerranéennes* 62, Zaragoza: CIHEAM, 239-243.
- Ouldach, E.H. (2021). Le barrage vert : bilan physique et perspectives. *Annales Recherche Forestière Algérie* 11, 7-20.
- Slimani, H. & Aidoud, A. (2018). Quarante ans de suivi dans la steppe du Sud-Oranais (Algérie): changements de diversité et de composition floristiques. *Revue d'écologie* 73, 293-308.
- Yerou, H. & Benabdeli, K. (2013). Rôle des types d'élevage dans la dégradation des formations steppiques dans la région de Naâma (Algérie sud-occidentale). *Revue d'écologie* 68, 157-165.
- Yerou, H. (2013). *Dynamique des systèmes d'élevage et leur impact sur l'écosystème steppique cas de la région de Naâma (Algérie occidentale)*. Thèse de doctorat, Université Abou BakrBelkaid, Tlemcen, Algérie, 135 p.



Création d'un Jardin botanique méditerranéen à Marseille (Bouches-du-Rhône, France)

Creation of a Mediterranean Botanical Garden in Marseille (Bouches-du-Rhône, France)

Henri SANDOZ

Docteur d'État ès sciences, universitaire, botaniste et écologue
La Colline des Hauts Bois, 3 rue des Taillis, F-13013 Marseille
henri.sandoz@free.fr

Résumé

Le Jardin botanique méditerranéen de Marseille (Bouches-du-Rhône, France) est l'une des composantes majeures du Conservatoire des restanques, verger et jardin méditerranéen, projet éducatif, pédagogique, scientifique et social imaginé en 2000 et mis en œuvre depuis 2010-2011. Actuellement, il s'agit d'un échantillon de la couverture végétale méditerranéenne largement répandue en Provence calcaire: une garrigue à chêne kermès (*Quercus coccifera* L., 1753). La vocation première de ce jardin botanique est d'être un lieu de découverte de cette flore. L'état initial de l'inventaire floristique du site est publié dans cet article. En plus des espèces présentes, il est prévu d'introduire d'autres taxons caractéristiques de la zone méditerranéenne française, en particulier pour permettre aux visiteurs d'avoir une perception plus précise de la flore méditerranéenne. Cependant, cet espace protégé pourra aussi jouer le rôle de conservatoire botanique et il sera à la disposition des chercheurs et des étudiants pour y réaliser des investigations scientifiques. Ce jardin aura également un intérêt

pédagogique pour les élèves de l'enseignement primaire et de l'enseignement secondaire ainsi qu'un intérêt éducatif et culturel pour un plus large public désireux de découvrir les espèces du monde végétal méditerranéen. D'une superficie d'approximativement deux hectares, ce jardin est sillonné par vingt sentiers portant le nom de botanistes célèbres dont les remarquables travaux permettent de suivre les grandes lignes de l'évolution de la botanique depuis la naissance de cette science, plusieurs siècles avant notre ère, jusqu'à la fin du vingtième siècle. Des commentaires précis sur chacun de ces illustres botanistes permettent de les honorer et d'apprécier l'originalité et l'importance de leur contribution personnelle à cette science.

Abstract

The Mediterranean Botanical Garden of Marseille (Bouches-du-Rhône, France) is one of the major components of the "Conservatoire des restanques, verger et jardin méditerranéen" [Conservatory of terraces (or "Restanques" in Provençal), Orchard

Mots-clés: Jardin botanique (Marseille, France), flore méditerranéenne, inventaire floristique, botanistes célèbres, conservatoire botanique.

Keywords: botanical Garden (Marseille, France), Mediterranean flora, flora inventory, educational interest, famous botanists, place of research, botanical Conservatory.

and Mediterranean Garden] initiated in the year 2000 but actually created in 2010-2011. This Conservatory – which covers a plot of just over six hectares – is a Mediterranean plant Conservatory intended to showcase the exceptional biodiversity of this Mediterranean region not only of native flora but also the cultivation of vegetable plants and fruit trees formerly practiced in Provence but today often abandoned. The Mediterranean Botanical Garden is, currently, a sample of the Mediterranean vegetation cover frequently encountered on the hills surrounding Marseille and widely spread in limestone Provence: a garrigue (scrubland) with Kermes Oak (*Quercus coccifera* L., 1753). To have a precise knowledge of the botanical richness of the site, the initial state of the site's floristic inventory is published here; for each taxon, the botanical family and the main names are indicated in Latin (with, possibly, synonymy), in French and, separated by dashes, in English and in Provençal. In addition to the species currently present, the introduction of other characteristic taxons, found elsewhere in the rest of the French Mediterranean area in particular, will allow visitors to have a more precise perception of the Mediterranean flora. The primary vocation of this botanical garden is to be a place of discovery of this flora. Some species of trees begin to settle in this scrubland, especially the Aleppo Pine (*Pinus halepensis* Miller, 1768), the Evergreen Oak (*Quercus ilex* L., 1753), the Downy Oak (*Quercus pubescens* Willd., 1796). Researchers and students from the Aix-Marseille University and other French or foreign Universities will be able to carry out research on this protected place which can also play the role of Botanical Conservatory. This garden will also have a pedagogical interest for pupils in primary education and secondary education as well as an educational and cultural interest for a wider audience eager to discover the species of the Mediterranean plant world. The garden, which is approximately two hectares in size, is crisscrossed by twenty trails bearing the names of famous Botanists whose remarkable works allows to follow the main outlines in the evolution of botany since the birth of this science, several centuries BC, until the end of the twentieth century. Specific comments on each of these illustrious Botanists make it possible to honour them and to appreciate the originality and the very great importance of their personal contribution to this science.

Introduction

Le Jardin botanique méditerranéen est l'une des composantes majeures du Conservatoire des restanques, verger et jardin méditerranéen situé 1 chemin des Grives 13013 Marseille (Bouches-du-Rhône, France). C'est pour répondre, en l'an 2000, à un concours d'idées de la ville de Marseille intitulé « Envie d'environnement » que j'ai

proposé la réalisation de ce conservatoire à l'Association pour la sauvegarde des sites et environnement au nord-est de Marseille et chaîne de l'Étoile (ASSEMENCE, appelée aujourd'hui Colinéo-assenemce ou, plus simplement, Colinéo). Le choix du site s'est imposé, en août 2000, lors de la visite d'un terrain jouxtant le lotissement La Batarelle et là, devant un tel paysage plein de contrastes et aussi varié du point de vue écologique, une idée s'est immédiatement imposée à moi : faire de ce lieu un site exceptionnel pour mettre en exergue la biodiversité. En effet, ici et sur quelques hectares seulement, il était possible de valoriser différents aspects fondamentaux de la notion de biodiversité : biodiversité de la flore sur la colline recouverte d'une garrigue, biodiversité des plantes potagères sur les restanques en les aménageant en jardin potager et biodiversité des arbres fruitiers en créant un verger sur les planches de terre arable situées au pied de la colline. J'ai donc proposé à Monique Bercet (alors vice-présidente de l'association ASSEMENCE) de saisir l'opportunité qui s'offrait : restaurer et remettre en valeur les restanques déjà présentes ici, réaliser un verger d'arbres fruitiers de variétés provençales anciennes et aménager un jardin botanique méditerranéen sur la colline. Ce projet, présenté au concours d'idées « Envie d'environnement », a été retenu par le jury et a permis à l'ASSEMENCE d'en être lauréate. Dès le 13 novembre 2000, j'ai confirmé par écrit à Antoinette Guillen, alors présidente de l'ASSEMENCE, et à la vice-présidente mon accord « pour assumer la responsabilité scientifique de ce projet qui devrait soulever l'enthousiasme de beaucoup de Marseillais et de Provençaux ». Ce projet a reçu le ferme soutien de deux scientifiques, Guy Aubert (enseignant-chercheur à l'Université d'Aix-Marseille) et Michel Thinon (chargé de recherche au CNRS) tous deux docteurs d'État ès sciences également.

L'étude scientifique de faisabilité du projet fut réalisée par des étudiantes de la maîtrise de biologie des populations et des écosystèmes de la Faculté des sciences de Saint-Jérôme (Université Aix-Marseille III) dans le cadre de leur travail d'étude et de recherche. Cette étude a mis en exergue la pertinence de la création de ce conservatoire. Elle a été à l'origine d'un mémoire soutenu devant un jury universitaire avec succès (Berlizot *et al.* 2001).

Une deuxième étude scientifique, complémentaire de la première, a consisté à faire des propositions pour l'aménagement détaillé

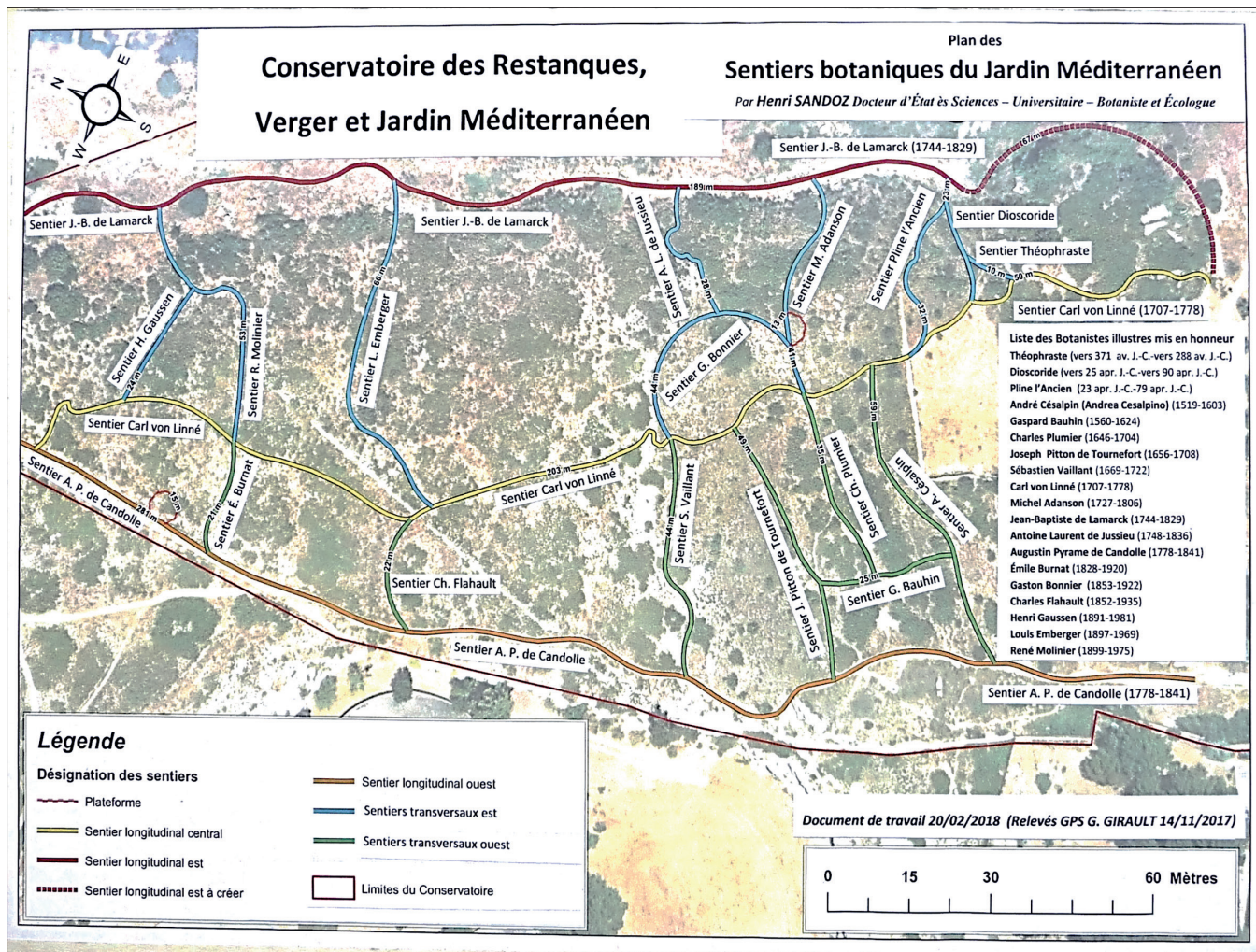


Figure 1 – Plan des sentiers du Jardin botanique méditerranéen.
 Figure 1 – Trails map of the Mediterranean Botanical Garden.

du Conservatoire des restanques, verger et jardin méditerranéen. Elle fut conçue dans le même cadre que la première et a donné lieu à autre mémoire soutenu avec succès (Fache *et al.* 2003).

Le **Conservatoire des restanques, verger et jardin méditerranéen**, qui s'étend sur un terrain d'un peu plus de six hectares, comporte, comme son appellation l'indique, **trois entités bioécologiques : les restanques, le verger et le jardin méditerranéen.**

Le projet propose donc :

- de restaurer les restanques pour les cultiver à nouveau avec les cultures potagères vivrières des anciens agriculteurs marseillais et provençaux en y ajoutant un jardin d'herbes ;
- de planter des arbres fruitiers de variétés provençales patrimoniales souvent « oubliées » de nos jours sur les grandes planches existantes ;

– de réaliser un jardin botanique typiquement méditerranéen sur la colline située en amont (d'approximativement deux hectares), pour, entre autres mais pas seulement, faire connaître aux visiteurs les plantes méditerranéennes caractéristiques.

Les objectifs du Conservatoire des restanques, verger et jardin méditerranéen sont multiples : scientifique, pédagogique, éducatif, culturel, voire social en organisant des chantiers d'insertion en vue de faciliter le retour à l'emploi de personnes rencontrant des difficultés sociales et professionnelles.

Ses principaux buts sont de :

- remettre en valeur un paysage et un patrimoine agricole, les restanques, tous deux façonnés par l'homme ;
- faire découvrir la grande variété des cultures de plantes potagères et d'arbres fruitiers autrefois pratiquées en Provence mais aujourd'hui souvent abandonnées ;

– sensibiliser à la remarquable diversité de la flore méditerranéenne pour mieux apprécier la richesse de la biodiversité végétale de notre environnement.

Concernant son appellation, certains trouveront que celle de « Conservatoire des restanques, verger et jardin méditerranéen » est un peu longue mais elle explicite le mieux sa vocation multiple. Pour plus de simplicité, on peut l'appeler : « Conservatoire végétal méditerranéen » et, si nécessaire, ajouter en sous-titre l'appellation complète.

In fine, une annexe indique des renseignements importants concernant le Conservatoire des restanques, verger et jardin méditerranéen incluant le Jardin botanique méditerranéen lui-même.

Cet article se propose de présenter la création, à Marseille, du Jardin botanique méditerranéen, l'un des fleurons du Conservatoire des restanques, verger et jardin méditerranéen.

Le Jardin botanique méditerranéen

L'aménagement du Jardin botanique méditerranéen a demandé le tracé et la création de vingt sentiers. Le Jardin botanique méditerranéen, d'une superficie d'approximativement deux hectares, est sillonné par ces vingt sentiers qui portent le nom de botanistes célèbres (figure 1). Trois sentiers longitudinaux ont été créés : un sentier central ou axial (sentier Carl von Linné) et deux sentiers latéraux, l'un à l'est (sentier J.-B. de Lamarck) et l'autre à l'ouest (sentier A. P. de Candolle). Plusieurs autres sentiers parcourent le site. La plupart d'entre eux sont transversaux (de part et d'autre du sentier axial) et relient directement les sentiers longitudinaux.

Chacun des vingt sentiers porte le nom d'un illustre botaniste. En plus, bien sûr, de mettre en honneur ces grands botanistes, ce choix a été guidé par le souci de pouvoir, grâce à leurs remarquables travaux, suivre les grandes lignes de l'évolution de la botanique depuis la naissance de cette science, avant notre ère, jusqu'à la fin du vingtième siècle. Beaucoup d'autres botanistes auraient pu être cités pour illustrer cette évolution. Parmi les botanistes célèbres retenus, plusieurs sont nés ou ont longuement travaillé dans le sud de la France, et en particulier en Provence (Charles Plumier, Joseph Pitton de Tournefort, Michel Adanson,

Émile Burnat, René Molinier, Pierre Quézel). Des commentaires précis sur chacun de ces grands botanistes (voir ci-dessous le paragraphe « Grands botanistes mis en honneur pour la nomination des sentiers ») permettent d'apprécier l'originalité et l'importance de leur contribution personnelle dans l'avancement de la botanique au cours des siècles. Ces commentaires de longueur variable n'ont ni le but, ni la prétention, d'être exhaustifs. Ils concernent parfois des botanistes malheureusement peu connus ou méconnus qu'il convenait donc de mettre en lumière à cette occasion.

N.B. : la création du Conservatoire des restanques, verger et jardin méditerranéen incluant le Jardin botanique méditerranéen lui-même est une œuvre de très longue haleine si bien que, depuis le moment où les dix-neuf premiers sentiers ont été créés et nommés, d'autres botanistes illustres nous ont quittés. Parmi eux, l'éminent professeur Pierre Quézel. Bien qu'il ne soit pas représenté sur le plan de la figure 1, ni *in situ* sur le panneau présentant le jardin, ce vingtième sentier existe donc. Il a une longueur de 63 mètres et relie le sentier longitudinal Carl von Linné à 5 mètres de son extrémité supérieure au sentier longitudinal J.-B. de Lamarck.

La signalétique a été réalisée en pyrogravant les noms des vingt botanistes sur des tasseaux de bois (sapin/épicéa) rabotés de 45 cm de long sur 56 mm de haut et 21 mm d'épaisseur pour la meilleure intégration possible au site du Jardin botanique méditerranéen. L'application correcte d'un vernis incolore mat spécial pour menuiseries extérieures assure une bonne protection des panneaux. Ceux-ci sont solidement vissés sur des piquets en châtaignier de 1,50 m de hauteur et de 5 à 6 cm de diamètre.

Le plan des sentiers du Jardin botanique méditerranéen est imprimé sur panneau rigide Dibond (65,5 cm x 46 cm) reconnu pour sa solidité et sa durabilité.

Un échantillon de la couverture végétale méditerranéenne actuelle

Tout au long des sentiers aménagés, le Jardin botanique méditerranéen propose aux visiteurs de s'immerger dans un échantillon de la couverture végétale méditerranéenne

fréquemment rencontrée sur les collines entourant Marseille et largement répandue en Provence calcaire. Il s'agit de la garrigue à chêne kermès (*Quercus coccifera* L., 1753). Ce chêne a la faculté d'être résilient au feu car il repousse activement de souche après le passage de l'incendie. À ses côtés, on observe diverses espèces habituelles de cette garrigue, entre autres : l'aphyllanthe de Montpellier (*Aphyllanthes monspeliensis* L., 1753), le romarin officinal (*Salvia rosmarinus* Spenn., 1835 = *Rosmarinus officinalis* L., 1753), le ciste cotonneux ou ciste blanchâtre (*Cistus albidus* L., 1753), le ciste de Montpellier (*Cistus monspeliensis* L., 1753), le thym vulgaire ou thym commun (*Thymus vulgaris* L., 1753), la coronille à tige de jonc, coronille à allure de jonc ou coronille jonciforme (*Coronilla juncea* L., 1753), l'arceuthobium, ajonc à petites fleurs ou ajonc de Provence (*Ulex parviflorus* Pourret, 1788), le brachypode rameux ou brachypode à feuilles rétuses (*Brachypodium retusum* (Pers.) P.Beauv., 1812 = *Brachypodium ramosum* Roemer & Schultes, 1817)... On remarque également dans cette garrigue quelques espèces d'arbres qui commencent à s'installer, en particulier le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Miller, 1768), le chêne vert (*Quercus ilex* L., 1753) et le chêne pubescent (*Quercus pubescens* Willd., 1796). Pour avoir une connaissance approfondie de la richesse botanique du site, on trouvera, *in fine*, la liste alphabétique des taxons rencontrés constituant l'inventaire floristique (état initial) du Jardin botanique méditerranéen et des abords immédiats.

En plus des espèces naturellement présentes, l'introduction d'autres taxons caractéristiques, se trouvant ailleurs dans le reste de la zone méditerranéenne française en particulier, permettra aux visiteurs d'avoir une perception encore plus précise de la flore méditerranéenne. À terme, donc, le Jardin botanique méditerranéen accueillera une importante diversité floristique.

La couverture végétale actuelle de ce jardin méditerranéen résulte de l'interaction d'une multitude de facteurs qualifiés de topographiques, géomorphologiques, géologiques, climatiques, pédologiques, biotiques (rôle de l'homme inclus). Par exemple, le passage répété du feu d'origine anthropique lié aux anciennes pratiques pastorales a favorisé le chêne kermès et explique la présence ici de cette garrigue dont il est la caractéristique principale.

Situation et contexte géologique du Jardin botanique méditerranéen

L'emplacement du Jardin botanique méditerranéen domine la cuvette où s'est bâtie la ville de Marseille. Il est situé sur un flanc de colline bien exposé au soleil, d'orientation générale plutôt sud-est, approximativement entre 180 et 220 mètres d'altitude. Dans le haut du jardin, une table d'orientation, jouxtant l'extrémité supérieure du sentier A. P. de Candolle, a été installée, d'où le panorama sur Marseille est exceptionnel. On peut contempler, en particulier, une très grande partie du cadre somptueux de la ville depuis la chaîne de l'Estaque ou chaîne de la Nerthe, les îles du Frioul, le phare de Planier, le château d'If, Notre-Dame de la Garde, le massif de Marseilleveyre, les massifs de Puget et de Carpiagne, jusqu'au massif du Garlaban, avec en particulier la Grande Tête rouge, le rocher du Garlaban et le Taoumé.

Le substratum géologique du Jardin botanique méditerranéen est constitué de deux ensembles très différents quant à la nature des affleurements et à leur âge (voir entre autres, Guieu *et al.* 2008). Dans les parties moyenne et haute, on est en présence de calcaires biodétritiques (riches en débris d'organismes) à faciès urgonien (calcaire récifal à patine blanche) qui se sont formés dans une mer peu profonde et chaude qui occupait alors cet endroit, il y a environ 130 millions d'années, au cours du Barrémien (Crétacé inférieur, ère secondaire = Mésozoïque). Dans la partie basse, on rencontre des formations détritiques variées (essentiellement des conglomérats et des grès) déposées ultérieurement dans un énorme effondrement lacustre constituant le bassin de Marseille, il y a environ une trentaine de millions d'années, au cours de l'Oligocène inférieur (ère tertiaire = Cénozoïque, étage appelé Stampien ou Rupélien, il y a 34 à 28 millions d'années). Ce matériel détritique connu sous l'appellation de « poudingues de Marseille » recèle des galets calcaires d'âge secondaire provenant du démantèlement des massifs de bordure édifiés par des phases de plissements de la fin du Crétacé (il y a environ 70 à 80 millions d'années) et de la fin de l'Éocène (deuxième période du Tertiaire précédant l'Oligocène); il contient aussi des galets siliceux (diversement colorés de grès et quartzites) d'âge primaire (Paléozoïque), beaucoup plus vieux, d'environ 260 millions

d'années (Permien) accompagnés d'éléments métamorphiques, provenant de la destruction d'un massif ancien situé au sud de Marseille qui s'abîma ultérieurement laissant place à la Méditerranée actuelle.

Les sols du Jardin botanique méditerranéen

Dans la partie basse du site, sur le matériel détritico-oligocène, les sols sont profonds (pouvant atteindre une épaisseur de l'ordre d'une soixantaine de centimètres) et bien aérés. Ce sont des sols bruns calcaires (calcosols) caractérisés par une terre fine calcaire avec peu de cailloux (sauf en surface pour certains). Plus haut, sur le calcaire urgonien, on rencontre d'autres sols, moins épais, peu évolués, qualifiés de rendzines (rendosols), avec une terre fine calcaire parsemée de nombreux cailloux calcaires ; on observe également la présence d'affleurements de calcaires durs, biens fissurés, logeant de la *terra rossa* (sol rouge fersiallitique riche en oxyde de fer [hématite]), résidu d'un sol fossile (paléosol) formé sous un climat de type subtropical et mis à nu par l'érosion. Concernant les aptitudes à l'enracinement et à l'alimentation en eau, les sols bruns calcaires sont les meilleurs ; mais les autres sols sont aussi aptes à être colonisés par des espèces dont les exigences écologiques sont moindres ou par des espèces bien adaptées pour profiter au mieux, le cas échéant, de la fracturation de la roche mère.

Un Jardin botanique méditerranéen à multiples enjeux

La vocation première de ce Jardin botanique méditerranéen est d'être un lieu de découverte de la flore méditerranéenne. L'étiquetage botanique précis des plantes le long des sentiers doit permettre aux visiteurs de pouvoir mieux les connaître, non seulement visuellement, mais aussi scientifiquement pour, ensuite, plus facilement mettre un nom sur les plantes qu'ils rencontreront lors de leurs randonnées. Ils pourront, également, prendre conscience de la grande diversité de la flore méditerranéenne et de la richesse de la biodiversité végétale de l'environnement.

Par ailleurs, ce Jardin botanique méditerranéen a d'autres intérêts.

- Un intérêt scientifique puisqu'il sera à la disposition des chercheurs et des étudiants d'Aix-Marseille Université et d'autres universités françaises ou étrangères pour réaliser des recherches sur ce lieu protégé. Par exemple, le devenir de la garrigue à chêne kermès présenté ici en fonction de l'évolution de divers paramètres écologiques de la station pourra être suivi avec précision ; en outre, l'introduction dans ce Jardin d'autres espèces caractéristiques présentes ailleurs dans la zone méditerranéenne française, et en particulier de plantes rares, doit permettre d'en faire aussi un lieu dédié à leur étude et à leur conservation, lui conférant alors un rôle de conservatoire botanique.
- Un intérêt pédagogique pour les élèves de l'enseignement primaire et secondaire qui pourront apprendre à connaître et à identifier les plantes présentes sur le site au cours d'animations, d'ateliers et de travaux pratiques.
- Un intérêt éducatif et culturel pour un plus large public désireux de découvrir les espèces du monde végétal méditerranéen et qui, jusque-là, n'avait pas encore eu cette enrichissante opportunité.

Grands botanistes mis en honneur pour la nomination des sentiers

Les renseignements indiqués ci-dessous concernant les grands botanistes mis en honneur, extrêmement disséminés, émanent de la consultation de très nombreux ouvrages de botanique et même, dans la mesure du possible, des travaux originaux des auteurs. Cependant, un ouvrage particulier richement documenté et illustré a particulièrement été utilisé pour cette synthèse : Davy de Virville *et al.* (1954). Ce travail envisage non seulement les botanistes français mais également les botanistes étrangers ayant travaillé en France ou ayant grandement participé à la connaissance de sa flore.

Théophraste (vers 371 av. notre ère - vers 288 av. notre ère)

Très bien initié et formé au contact de son maître, l'illustre philosophe érudit de la Grèce antique Aristote (384 av. notre ère - vers 322 av. notre ère), Théophraste (surnom signifiant « Divin parleur » que lui donna Aristote lui-même pour souligner l'élégance de son élocution) est un philosophe grec et un botaniste. Il est considéré comme le fondateur d'une nouvelle discipline, la botanique, ayant pour but l'étude des plantes en elles-mêmes. Parmi son œuvre considérable, on peut citer : *Peri phytôn historia*, en latin *Historia plantarum* (« Histoire des plantes »), véritable encyclopédie des plantes connues à l'époque (9 volumes connus) avec une ébauche de leur classification, des indications sur leur morphologie, leur développement, leur reproduction, leur utilité, dont leurs usages médicaux, ou encore l'influence du milieu. Bien que conscient de son aspect arbitraire, il classait les plantes en quatre groupes : les arbres (*dendron*), les arbustes (*thamnos*), les sous-arbrisseaux (*phruganon*) et les herbes ou végétaux non ligneux (*poa*). Son ouvrage *Peri phytôn aitiôn*, en latin *De causis plantarum* (« Causes des plantes ») en six volumes constitue un vrai traité de physiologie végétale et, pour montrer l'éclectisme de Théophraste, citons encore « Les Caractères » (traduction du titre en grec ancien), un recueil de portraits moraux ayant servi de modèle aux *Caractères* de Jean de La Bruyère (1645-1696).

Dioscoride (entre 20 et 40 apr. notre ère, vers 25 apr. notre ère ? - vers 90 apr. notre ère)

Médecin, pharmacologue et botaniste grec d'Asie mineure, il est l'auteur d'un célèbre ouvrage *Peri hulês iatrikês*, plus connu sous le nom latin de *De Materia Medica* (« À propos de la matière médicale », vers 60 après notre ère ?) recopié jusqu'au début du XVI^e siècle. Cet ouvrage, avant tout médical, concerne l'utilisation médicale essentiellement des végétaux mais aussi des animaux et des minéraux. En particulier, Dioscoride étudie les propriétés de plus de 800 substances, dont près de 600 plantes pour lesquelles il s'efforce de donner divers renseignements (nom populaire, distribution géographique, description, récolte, utilisation thérapeutique). Charles Plumier a créé le genre *Dioscorea* en son honneur, maintenu par Carl

von Linné (*Dioscorea* L., 1753, famille des *Dioscoreaceae*, ordre des *Liliales*).

Pline l'Ancien (23 apr. notre ère - 79 apr. notre ère)

Écrivain et naturaliste natif du nord de l'Italie (incertitude entre Côme et Vérone), membre des chevaliers romains, il est l'auteur notamment d'une monumentale encyclopédie de 37 volumes *Historia Naturalis* (« Histoire naturelle »), longtemps considérée comme la référence en sciences et en techniques. Seize de ses livres (du livre XII au livre XXVII) sont consacrés à l'étude des plantes et constituent le travail sur le sujet le plus complet et documenté de l'époque. On y trouve toutes les connaissances alors disponibles sur plusieurs centaines de plantes augmentées d'enquêtes personnelles et d'observations sur le terrain (informations botaniques et diverses utilisations). Pline l'Ancien est mort en 79 après notre ère lors de l'éruption du Vésuve qui détruisit notamment Pompéi et Herculaneum.

André Césalpin (Andrea Cesalpino) (1519-1603)

Botaniste, médecin, philosophe et naturaliste italien. En botanique, il fut directeur du Jardin botanique de Pise (1554-1558) et, le premier, il a inventé la méthode permettant la classification des plantes non pas en les ordonnant par ordre alphabétique ou par leurs propriétés médicinales mais en utilisant la valeur systématique des fleurs, des fruits et des graines. Son œuvre la plus importante est *De plantis libri XVI* (« Sur les plantes livre XVI », Florence, 1583). On doit considérer Césalpin comme l'initiateur de la botanique systématique. Charles Plumier a créé le genre *Caesalpinia* en son honneur, maintenu par Carl von Linné (*Caesalpinia* L., 1753, famille des *Caesalpinaceae*, ordre des *Fabales*).

Gaspard Bauhin (1560-1624)

Médecin suisse, professeur de grec, de botanique et d'anatomie à l'Université de Bâle, a tenté de réaliser une classification naturelle des plantes (méthode rationnelle fondée sur les affinités permettant de délimiter les espèces et les groupes d'espèces ou genres). Basée sur un long travail d'observation (description de milliers d'espèces), la classification botanique moderne, bien qu'imparfaite, est alors

déjà esquissée au xvii^e siècle. Il a proposé de nommer les plantes par un nom court (souvent deux noms, le premier correspondant au futur nom de genre et le deuxième au futur nom d'espèce), système préfigurant le nom binominal de Carl von Linné. En outre, il indiquait pour chaque espèce les différents noms qui lui avaient été donnés, établissant ainsi sa synonymie. Il est l'auteur de nombreux ouvrages en botanique et en anatomie qui lui ont assuré une durable célébrité. En botanique, on peut citer : *Phytopinax* (1596, publié à Bâle en 1671), ouvrage dans lequel 2700 espèces de plantes sont décrites (dont la pomme de terre avec son nom actuel, *Solanum tuberosum*) et *Prodromus Theatri Botanici* (1620), ouvrage orné de 400 figures sur bois dans lequel plus de 6000 végétaux sont décrits et qui constituera pour la botanique une véritable œuvre de référence jusqu'à Linné.

Charles Plumier (1646-1704)

Religieux de l'ordre des Minimes, botaniste passionné et explorateur naturaliste, excellent dessinateur, né à Marseille, il herborisa d'abord en Provence, Dauphiné, Languedoc puis en effectuant des voyages lointains, notamment aux Antilles, devenant même botaniste du roi Louis XIV. Il décrit de nombreux genres nouveaux de plantes dont le bégonia, le magnolia, le fuchsia... C'est lui qui a imaginé de mettre en honneur des hommes illustres en créant de nouveaux noms de plantes, par exemple pour les noms précédents : Bégon (entre autres, intendant des galères à Marseille), Magnol (botaniste montpelliérain), Fuchs (médecin et éminent botaniste allemand). On lui doit *Description des plantes de l'Amérique* (1693) qu'il publia au retour de son second voyage en Amérique avec le titre de botaniste du roi, *Nova plantarum americanarum genera* (1703, « Nouveaux genres de plantes américaines » : description de 106 genres nouveaux) édité à la suite de son troisième voyage en Amérique et *Traité des fougères de l'Amérique* (1705). Concernant l'appellation scientifique des plantes nouvellement découvertes, il utilise aussi le nom vernaculaire de la plante en le latinisant : par exemple, il donne à la vanille ou vanillier le nom latin de *Vanilla* à partir de *vainilla*, nom espagnol de cette liane du Mexique et de son fruit (« gousse ») de même dénomination (*Vanilla Plumier* ex Miller, 1754, famille des *Orchidaceae*). Ce très illustre botaniste, l'un des plus grands de la fin du xvii^e siècle, laissa, de surcroît, une

œuvre considérable sous forme de très nombreux manuscrits de descriptions naturalistes accompagnées de milliers de merveilleux dessins (on lui doit la figure au trait de près de 6000 plantes !).

Joseph Pitton de Tournefort (1656-1708)

Botaniste et médecin né à Aix-en-Provence. Il herborisa dans les Alpes, le Languedoc, la Catalogne, les Pyrénées, la Provence, puis sa renommée atteignit Paris et il obtint, en 1683, la chaire de botanique au Jardin royal des plantes. Il continua à voyager en Espagne, au Portugal, en Hollande et en Angleterre. En 1691, il devint membre de l'Académie des sciences. Son premier ouvrage (1694) *Éléments de botanique ou méthode pour connaître les plantes* en trois volumes (7000 espèces envisagées, 451 planches) – précisant d'emblée que « la méthode suivie est fondée sur la structure des fleurs et des fruits » – connut immédiatement un énorme succès. Pour qu'il puisse être lu plus facilement à l'étranger, il rédigea lui-même une version en latin (langue internationale de l'époque) de son magistral ouvrage sous le titre *Institutiones rei herbariae, editio altera* (1700, 3 tomes), ce qui amplifia sa réputation. Il faut souligner tout l'intérêt du nouveau système de classification des plantes proposé qui mettait en valeur, pour la première fois, l'importance systématique de la corolle. Ce système, bien qu'imparfait (divisant encore le règne végétal en herbes et arbres et arbustes, ce qui éloignait des plantes pourtant très proches appartenant actuellement à la même famille botanique), permettait déjà de distinguer monopétales, polypétales (préfigurant, respectivement, les termes plus récents de gamopétales pour les fleurs dont les pétales sont plus ou moins complètement soudés entre eux et dialypétales pour les fleurs dont les pétales sont libres) et apétales (pour les fleurs dépourvues de pétales, donc de corolle). Sur ordre de Louis XIV, il fit, avec enthousiasme, une expédition savante de plus de deux ans au Levant rapportée dans son ouvrage *Relation d'un voyage au Levant fait par ordre du roy* publié après sa mort (1717) et traduit en plusieurs langues (hollandais, anglais, allemand). Dans cet ouvrage, on découvre son érudition s'intéressant à l'histoire antique, aux mœurs et coutumes, aux religions, à la géographie, au commerce, aux produits locaux... Dans le domaine de la botanique, il rapporta du Levant 1356 plantes nouvelles et il créa 25 genres

nouveaux. En 1706, il fut nommé professeur au Collège royal mais, violemment heurté par une charrette et écrasé contre un mur, il meurt des suites de cet accident en 1708 à l'âge de 52 ans. Charles Plumier lui dédia le genre *Pittonia* rebaptisé *Tournefortia* par Carl von Linné (*Tournefortia* L., 1753, famille des *Boraginaceae*).

Sébastien Vaillant (1669-1722)

Médecin (chirurgien) et botaniste français, passionné de botanique dès sa prime enfance. Nommé directeur du Jardin du roi (l'actuel Jardin des plantes de Paris), il fit construire, dès cette époque, une serre chauffée avec des poêles pour pouvoir cultiver des plantes de pays chauds et c'est lui qui introduisit en France cette technique ; puis il devint professeur de botanique (1708) et membre de l'Académie royale des sciences (1716). En 1716, il apporta la preuve de la sexualité des plantes. Il eut l'idée géniale de prendre une branche en fleurs d'un pistachier cultivé ou pistachier vrai (*Pistacia vera* L., 1753) du Jardin du roi qui ne fructifiait pas et d'aller la secouer sur un autre pistachier vrai de Paris, très éloigné, également en fleurs et qui lui aussi n'avait jamais fructifié : ce dernier donna des pistaches, c'était un pistachier femelle, alors que celui du Jardin du roi était un pistachier mâle. Chez les pistachiers, les sexes sont séparés, certains ne portent que des fleurs unisexuées femelles et d'autres que des fleurs unisexuées mâles (*N.B.* la plupart des plantes ont des fleurs bisexuées qui possèdent à la fois les organes mâles et les organes femelles). Anticipant Linné, il a identifié les organes sexuels des plantes et fait connaître leur importance dans la classification. En 1722, dans son ouvrage *Remarques sur la méthode de M. Tournefort*, il fait part de ses critiques concernant le travail de celui qui fut son maître en botanique mais dont la classification était principalement basée sur les caractères de la corolle. Ayant consacré toute sa vie à la science, il mourut pauvre et son ouvrage fondamental, une œuvre de 36 ans de travail minutieux enrichie de plus de 300 figures, *Botanicon parisiense ou Dénombrement par ordre alphabétique des plantes qui se trouvent aux environs de Paris* ne parut qu'après sa mort, en 1727. Tournefort lui dédia le genre *Valantia* repris mais transformé en *Vaillantia* (famille des *Rubiaceae*) par Carl von Linné.

Carl von Linné (1707-1778)

Naturaliste suédois, professeur de médecine et de botanique à l'Université d'Uppsala. Il réussit à imposer la nomenclature binominale des espèces exposée dans son ouvrage majeur *Systema naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis* (« Le système de la nature, en trois règnes de la nature, basé sur des classes, des ordres, des genres et des espèces, avec les caractères, les différences, les synonymes et les localisations », titre de la 10^e édition de 1758 ; *N.B.* : première édition de 1735 et dixième édition de 1758 dans laquelle il généralise le système de nomenclature binominale des espèces). Chaque espèce (animale ou végétale) est désignée par deux noms latins : le nom de genre (dont la première lettre est une majuscule) suivi d'une épithète spécifique (évoquant souvent une caractéristique de l'espèce et écrite entièrement en minuscules). Cette terminologie offre un langage scientifique universel. Dans son ouvrage *Species plantarum, exhibentes plantas rite cognitatas, ad genera relatas, cum differentiis specificis nominibus trivialibus, synonymis selectis, locis natalibus, secundum systema sexuale digestas* (1753), on trouve la description de toutes les plantes connues à cette époque, classées en fonction de leurs organes sexuels. Le système de classification basé sur le sexe des plantes (nombre d'étamines, caractéristiques de l'ensemble de ses pièces mâles et distribution des sexes) permet la distinction de 24 classes ; chaque plante est attribuée à un genre et à une espèce désignée par un nom binominal. Toutefois, cette « méthode sexuelle » n'aboutissait qu'à une classification artificielle imparfaite, donc transitoire. Linné lui-même aspirait à ce qu'elle soit remplacée par une classification naturelle qu'il cherchait à établir. Pour son identification scientifique de plusieurs milliers d'espèces végétales et animales, on doit considérer Linné comme l'initiateur du concept de biodiversité.

Michel Adanson (1727-1806)

Naturaliste, botaniste né à Aix-en-Provence, membre de l'Académie des sciences en 1757. Il a exploré en particulier le Sénégal, d'où il ramena d'importantes collections botaniques et ornithologiques. On lui doit la découverte, au Sénégal, d'un arbre d'un genre nouveau : le baobab africain (*Adansonia digitata* L., 1753).

Dans son important livre *Familles des plantes* (2 volumes, 1763), il présente une nouvelle classification basée sur une méthode naturelle ne s'appuyant pas seulement sur les caractères de la fleur, comme l'avaient proposé d'autres auteurs avant lui, mais sur de nombreux autres caractères de l'ensemble de la plante. Dans cette classification, les affinités entre les plantes découlent automatiquement du nombre de caractères communs, excluant donc toute subjectivité. Cette méthode faisant appel à l'ensemble des caractères et basée sur une démarche rationnelle de l'esprit est, à cette époque, tout à fait nouvelle et originale. Toutefois, son imperfection résidait dans le fait que, ne tenant pas compte de l'importance relative des caractères, elle pouvait aboutir à des rapprochements systématiques erronés. *N.B.* : le genre *Adansonia* (famille des *Bombacaceae*) – créé par le botaniste français Bernard de Jussieu en l'honneur de Michel Adanson – a été validé par Carl von Linné en 1753.

Jean-Baptiste de Lamarck (1744-1829)

Jean-Baptiste de Monet, chevalier de Lamarck, dit Jean-Baptiste de Lamarck, est un naturaliste français auteur de la (titre de l'édition originale cité textuellement) : « FLORE FRANÇOISE OU DESCRIPTION SUCCINCTE DE TOUTES LES PLANTES Qui croissent naturellement EN FRANCE » (*sic*) (Paris : Imprimerie royale 1778, mais accessible au public seulement en 1779). Dans sa *Flore française* (trois tomes), Lamarck utilise une méthode nouvelle permettant – pour la première fois à l'aide de clés dichotomiques – d'identifier les plantes. La notoriété immédiate due à cet ouvrage lui ouvre, l'année suivante, à 35 ans, la porte de l'Académie des sciences. Puis, il se reconvertit et devient en 1793 professeur de zoologie au Muséum en obtenant la chaire des animaux sans vertèbres. Il travailla pendant plusieurs années pour en établir la classification et rédigea un ouvrage sur leur histoire naturelle. Il est l'un de ceux qui, les premiers, ont défini et employé le terme « biologie » pour désigner la science autonome, à part entière, qui étudie les êtres vivants ou science de la vie. Son œuvre, très éclectique, est considérable et on doit le considérer comme le fondateur de la théorie du transformisme (théorie de l'évolution des espèces se modifiant sous l'action du milieu, s'opposant à celle du fixisme). Cette théorie, à laquelle on a donné

le nom de lamarckisme, il l'a exposée pour la première fois en 1800 à l'occasion de son discours d'ouverture du cours des animaux sans vertèbres et il l'a reprise et développée, en particulier en 1809, dans son célèbre ouvrage *Philosophie zoologique*.

Antoine Laurent de Jussieu (1748-1836)

Docteur en médecine et botaniste (*N.B.* : neveu de trois botanistes célèbres de la famille de Jussieu : Antoine, Bernard et Joseph, tous natifs de Lyon). Il publie en 1773 son *Examen de la Famille des Renonculées* et il est élu à l'Académie des sciences. Sur les conseils éclairés de son oncle Bernard de Jussieu qui avait ressenti la nécessité de classer les végétaux suivant leur parenté naturelle, pour prendre en compte au mieux des affinités naturelles entre les espèces, il développe et met au point une méthode primordiale de classification des végétaux supérieurs, la classification dite « naturelle » déjà initiée aussi en partie par M. Adanson mais en y introduisant le principe fondamental de la subordination des caractères. Désormais, la systématique fait appel à l'ensemble des caractères (et non à un seul ou à un petit nombre de caractères communs plus ou moins arbitrairement choisis, comme c'est le cas pour les classifications dites « artificielles ») mais, en plus, elle établit, parmi eux, une hiérarchie. Il travailla sans cesse pour perfectionner la méthode de classification naturelle des végétaux concrétisée dans son ouvrage magistral *Genera plantarum secundum ordines naturales disposita, juxta methodum in Horto Regio Parisiensi exarata* (Paris, 1789). Il est nommé en 1794 (puis en 1798 et en 1799) directeur du nouveau Muséum national d'Histoire naturelle (fondé en 1793, ancien Jardin du roi). En 1804, il obtint la chaire de matière médicale à la Faculté de médecine de Paris, fonction qu'il occupa jusqu'en 1822. En 1808, il fut nommé conseiller de l'Université. Il eut un fils, Adrien de Jussieu, qui fut lui-même un très grand botaniste.

Augustin Pyrame de Candolle (1778-1841)

Médecin et botaniste suisse, professeur de botanique aux Facultés de médecine et des sciences de Paris, professeur de botanique à la Faculté de médecine de Montpellier, recteur de l'académie de Montpellier. Dès 1799, il

publie son ouvrage *Plantarum succulentarum historia* (« Histoire des plantes grasses ») et, en 1813, son célèbre ouvrage *Théorie élémentaire de la botanique, ou exposition des principes de la classification et de l'art de décrire et d'étudier les végétaux*. Professeur d'histoire naturelle à Genève, il crée, en 1817, le premier jardin botanique au centre de la ville. En 1818, il entreprend une œuvre gigantesque envisageant la description de l'ensemble des plantes à graines *Prodromus systematis naturalis regni vegetabilis* (« Un essai du système naturel du règne végétal »); il est l'auteur des sept premiers volumes, l'ouvrage complet (17 volumes) fut achevé, après sa mort, par son fils Alphonse Pyrame de Candolle avec la collaboration de nombreux botanistes européens (au total, contribution de 35 auteurs). Ce magistral traité de botanique, publié entre 1824 et 1873, décrit 58 975 espèces de plantes. Sans pouvoir entrer ici dans les détails, notons que, dans sa classification basée sur la méthode naturelle de classification botanique, Augustin Pyrame de Candolle distinguait les végétaux vasculaires, avec ceux à fleurs (phanérogames : dicotylédones et monocotylédones) et ceux sans fleurs (cryptogames vasculaires), des végétaux non vasculaires (cryptogames). Auteur de très nombreux ouvrages, mémoires et articles scientifiques, Augustin Pyrame de Candolle est l'inventeur du mot et du concept de « taxonomie » (étude des principes qui doivent conduire à l'identification et à la classification des végétaux en les regroupant en entités hiérarchisées qui possèdent en commun certains caractères diagnostiques; d'abord réservé à la botanique pour en faire une science indépendante, ce concept s'est appliqué ensuite à l'ensemble des êtres vivants). [N.B. : actuellement, la rigueur étymologique du terme impose l'orthographe « taxinomie » mais force est de constater que, pour l'instant, l'usage consacre encore « taxonomie » et que certains auteurs ne font que des variantes orthographiques de ces deux termes et les mettent en équivalence]. En outre, on doit considérer Augustin Pyrame de Candolle comme l'un des pères de la notion de géographie botanique ou géobotanique (répartition des végétaux à la surface de la Terre et causes de cette répartition).

Émile Burnat (1828-1920)

Botaniste suisse. Mais, fort curieusement, avant de se passionner pour la botanique, ses études le prédestinaient à une carrière dans

l'industrie avec son titre d'ingénieur, diplômé qu'il obtint brillamment en 1851 dans la spécialité des métallurgistes. Suite à la rencontre et aux conseils de deux éminents botanistes et algologues, Gustave Thuret (auteur de travaux fondamentaux sur les algues et créateur, en 1857, du célèbre Jardin botanique-arboretum de la Villa Thuret à Antibes) et de son assistant puis collaborateur Édouard Bornet, il fut l'initiateur de la célèbre *Flore des Alpes maritimes ou catalogue raisonné des plantes qui croissent spontanément dans la chaîne des Alpes maritimes y compris le département français de ce nom et une partie de la Ligurie occidentale*. Il est l'auteur des quatre premiers volumes sur les sept publiés entre 1892 et 1931 que compte cet ouvrage, puis il a écrit les volumes 5 et 6 en collaboration avec François Cavillier et John Briquet et, après sa mort, cette *Flore* fut continuée par ses collaborateurs (volume 7). Botaniste de terrain et grand voyageur, Burnat a constitué un herbier impressionnant : l'« herbier Burnat » – conservé aux Conservatoire et Jardin botaniques de Genève – comprend un herbier d'Europe et un herbier des Alpes maritimes et il rassemble à peu près 220 000 spécimens ! Des distinctions bien méritées lui ont été attribuées : en Suisse, docteur *Honoris causa* des Universités de Lausanne et de Zurich et, en France, chevalier de la Légion d'honneur.

Gaston Bonnier (1853-1922)

Botaniste français, docteur ès sciences naturelles (grade obtenu à l'Université de Paris, 1879), maître de conférences à l'École normale supérieure de Paris en 1879, il est nommé directeur du Laboratoire de recherches botaniques en 1886 et devient professeur de botanique à la Faculté des sciences de Paris en 1887. Il est l'auteur de nombreux travaux scientifiques très importants dont l'un très novateur pour l'époque, publié en 1880 en collaboration avec Charles Flahault (« Observations sur les modifications des végétaux suivant les conditions physiques du milieu »), où comparaissent déjà les caractéristiques des climats alpin et polaire et leur effet sur la forme et la structure des végétaux. Il poursuit ultérieurement ses recherches sur les plantes alpines et arctiques en montrant l'importance de la structure anatomique de leurs feuilles pour leur adaptation au milieu. En 1889, il fonde une grande revue scientifique, la *Revue générale de botanique*. Il est, entre autres, membre de diverses sociétés

savantes, dont la Société botanique de France (qu'il préside en 1890) et l'Académie des sciences en 1897. Passionné par la pédagogie, il est l'auteur de nombreux livres de sciences naturelles destinés à l'enseignement. Parmi ses travaux les plus célèbres, il faut citer ceux concernant l'étude de la flore de la France dont, en particulier, l'ouvrage réédité en cinq volumes par les éditions Belin (novembre 1990) et intitulé *La Grande Flore en couleurs de Gaston Bonnier* (N.B. : cet ouvrage est la réédition de la *Flore complète illustrée en couleurs de France, Suisse et Belgique* de Gaston Bonnier et Robert Douin, illustration de Julie Poinot [Paris 1911-1935]).

Charles Flahault (1852-1935)

Botaniste français, phytogéographe, phytosociologue, professeur de botanique à la Faculté des sciences de Montpellier (1883). Fondateur et directeur de l'Institut botanique de Montpellier (créé en 1889 et inauguré en 1890) rassemblant les différents herbiers universitaires. Il a imaginé, le premier, l'idée d'une cartographie de la végétation. Sa fructueuse collaboration avec Gaston Bonnier l'a conduit à être l'un des premiers à avancer les concepts de notion d'équilibre entre les groupements végétaux et les conditions environnementales, d'association végétale, de station botanique et de relevé floristique. Il est l'auteur de nombreux travaux scientifiques fondamentaux et, entre autres, il s'intéressa aux limites de la végétation méditerranéenne en France. En outre, il a insisté sur le rôle et le devoir du phytogéographe en géographie humaine qui ne doit pas se contenter d'études purement abstraites, d'où l'origine, par exemple, de ses rapports sur la mise en valeur des terres incultes, sur les reboisements, sur la restauration des montagnes ou, encore, sur les limites supérieures de la végétation forestière et des prairies pseudo-alpines. En 1902, Charles Flahault a créé avec Georges Fabre, ingénieur forestier chargé du développement de la forêt du massif de l'Aigoual, l'Arboretum de l'Hort de Dieu (*du latin hortus Dei*, « jardin de Dieu »), au mont Aigoual, célèbre pour sa richesse botanique et les expérimentations forestières dont il fut le siège ; Charles Flahault y a ajouté un petit jardin alpin de plantes surtout herbacées auquel il tenait beaucoup également.

Henri Gaussen (1891-1981)

Botaniste et biogéographe français. Agrégé de sciences naturelles, il soutient sa thèse de doctorat ès sciences naturelles en 1926 sur *La végétation de la moitié orientale des Pyrénées*. Il est nommé maître de conférences en 1929, puis professeur de botanique à l'Université de Toulouse en 1931. Il est l'initiateur des concepts d'étages et de séries de végétation qui ont permis la réalisation de la carte de la végétation de la France au 200 000^e. À l'origine du projet de cette cartographie, le Service de la carte de la végétation (SCV) du CNRS fut installé sous sa direction, dès 1947, dans le laboratoire forestier de Toulouse. Ses importants travaux sont à l'origine de la création d'outils très utilisés par les phytogéographes : l'indice de Gaussen, l'indice xérothermique et le diagramme ombrothermique en collaboration avec François Bagnouls. Passionné par les arbres, il fonda (en 1921-1928) un arboretum de recherches dendrologiques dans les Pyrénées : l'Arboretum de Jouéou (Bagnères-de-Luchon) qui lui est consacré depuis 2002 sous l'autre nom d'Arboretum Henri Gaussen ; et, en plein centre de Toulouse, le Jardin botanique Henri Gaussen lui est dédié depuis 1991. Il est l'auteur d'une œuvre scientifique considérable, toujours empreinte d'une remarquable pertinence, dont, en particulier, une magistrale collection d'ouvrages sur « Les gymnospermes actuelles et fossiles » (15 fascicules et un volume de bibliographie parus de 1944 à 1979).

Louis Emberger (1897-1969)

Botaniste, phytogéographe français, professeur de botanique à la Faculté des sciences de Montpellier, directeur de l'Institut botanique de Montpellier. Son long séjour au Maroc (chef du service de botanique de l'Institut scientifique chérifien) lui permit d'étudier la flore, les associations végétales et la climatologie de ce pays. Il comprit l'importance des climats locaux qui expliquent mieux que le seul facteur altitude la répartition des groupements végétaux. Il a inventé un « quotient pluviothermique » ou « indice climatique d'Emberger », connu et utilisé mondialement, qui lui a permis de définir des « bioclimats méditerranéens » régissant, eux-mêmes, des étages bioclimatiques de végétation, notion qui remplace celle d'étage altitudinal. En 1947, il créa le Service de la carte des groupements végétaux du CNRS

(CGV) permettant une meilleure utilisation des ressources naturelles. Pour être plus performant, il modernisa ce service, en 1961, en créant le Centre d'études phytosociologiques et écologiques (CEPE, CNRS, Montpellier) dans le but d'établir des cartes donnant un inventaire plus précis des ressources naturelles d'un territoire pour une exploitation rationnelle de ce territoire, en particulier pour son aménagement agricole (investigations non seulement en France mais aussi dans de nombreux pays étrangers : Algérie, Tunisie, Maroc, Argentine...). Louis Emberger a effectué également d'importants travaux de systématique et de morphologie comparée des végétaux vasculaires en reliant les végétaux actuels aux végétaux fossiles. Son immense érudition en botanique s'exprime pleinement dans le tome II *Les Végétaux vasculaires* (fascicule I : p. 1-753 et fascicule II : p. 754-1539) du magistral *Traité de botanique systématique* (Chadefaud & Emberger 1960).

René Molinier (1899-1975)

Géobotaniste et phytosociologue français. D'abord instituteur formé à l'École normale de Toulouse, puis professeur de lycée agrégé de sciences naturelles (1927) à Poitiers et, en 1928, au lycée Thiers de Marseille. Il prépare (de 1928 à 1934) une thèse de doctorat ès sciences naturelles qu'il soutient à la Faculté des sciences de Paris (Molinier 1934). Cette thèse lui permet, par la suite, de devenir chargé de cours à la Faculté des sciences de Marseille (1946-1947), maître de conférences en 1948, professeur sans chaire en 1951 et, enfin, il obtient une chaire en 1958. Notons qu'on lui doit une heureuse définition, simple et pragmatique, de la notion d'association végétale qui, écrit-il (page 9 de sa thèse), « est un fait d'observation ». Dans sa « Notice des titres et travaux » (*in* Aillaud *et al.* 2002), René Molinier écrivait : « Les associations végétales sont des groupements de plantes vivant généralement ensemble parce qu'elles ont des exigences communes vis-à-vis du milieu. Définir ces associations et les figurer sur une carte c'est donc, du même coup, établir une carte des divers milieux représentés sur le territoire étudié. C'est là toute la signification et l'intérêt des méthodes phytosociologiques et de la cartographie des groupements végétaux. » L'œuvre scientifique de René Molinier sur la végétation du sud-est méditerranéen français est considérable (141 publications scientifiques et de nombreuses cartes

illustrant l'état du couvert végétal) et il faut lui en être extrêmement reconnaissant. Homme de terrain ayant parcouru inlassablement son territoire, René Molinier a réalisé de nombreuses cartes botaniques synthétisant avec précision la composition du couvert végétal observé minutieusement, en particulier grâce à ses propres relevés floristiques. Cette cartographie écologique était pour lui un outil précieux pour l'aménagement du territoire et il considérait déjà que l'écologie n'était pas contradictoire avec cet aménagement. René Molinier aimait partager sa passion de géobotaniste avec ses étudiants, en particulier en intégrant ses propres recherches dans ses enseignements.

Une espèce nouvelle de la flore française découverte en 1966, une armoise endémique du département du Var, l'armoise de Molinier, lui a été dédiée par Pierre Quézel, Marcel Barbero et Roger Loisel en hommage à ses travaux de phytogéographie provençale : *Artemisia molinieri* Quézel, M. Barbero & R.J. Loisel, 1966 (famille des *Asteraceae*).

N.B. : René Molinier était le père d'un grand professeur de biologie végétale de l'Université d'Aix-Marseille, **Roger Molinier** (1927-1991) dont tous ceux qui l'ont connu ont pu apprécier le savoir qu'il transmettait avec passion mais également l'accueil, l'humilité et l'humanité.

Pierre Quézel (1926-2015)

Natif du Vigan (Gard), passionné dès son plus jeune âge par les sciences naturelles et particulièrement par la botanique, Pierre Quézel nous a laissé en héritage une œuvre monumentale, en particulier sur la connaissance de la flore et de la végétation du bassin méditerranéen et du Sahara. Docteur ès sciences et médecine de l'Université de Montpellier, botaniste, écologue et phytogéographe, il est l'auteur de plus de quatre cents publications scientifiques, dont de très importants ouvrages. En outre, ses nombreuses missions dans des régions peu connues lui ont permis de rencontrer et de décrire de très nombreux taxons végétaux. Pierre Quézel fut d'abord professeur de botanique à l'Université d'Alger, dès 1960, puis à l'Université d'Aix-Marseille où il créa, à la nouvelle Faculté des sciences de Marseille Saint-Jérôme, le Laboratoire de botanique et d'écologie méditerranéenne. Il fut, ensuite, cofondateur de l'Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie (IMEP) en associant

son laboratoire au Laboratoire de botanique historique et palynologie créé et dirigé par le professeur Armand Pons. En 1975, il a fondé la revue internationale d'écologie méditerranéenne *Ecologia mediterranea* destinée aux écosystèmes de l'ensemble des écorégions méditerranéennes du monde et dont il fut directeur de la publication jusqu'en 1996. Pour une information beaucoup plus complète sur la vie et l'œuvre scientifique de Pierre Quézel, je renvoie très vivement le lecteur à l'article extrêmement bien documenté de Frédéric Médail (2018).

Inventaire floristique (état initial) du Jardin botanique méditerranéen et des abords immédiats

Cet inventaire a été réalisé par Guy Aubert et Henri Sandoz. La liste alphabétique qui suit, probablement non exhaustive, recense cependant 184 taxons de plantes vasculaires.

N.B. : cette liste avait été établie avec Guy Aubert, trop tôt disparu, aussi, même si elle comporte quelques rares incertitudes – respectueux de rester fidèle au travail que nous avons effectué ensemble –, elle n'a pas été changée ; elle a cependant été légèrement modifiée pour tenir compte des remarques des relecteurs.

Pour chaque taxon sont indiqués – avec minutie et le plus complètement possible – la famille botanique, le nom en latin (avec, éventuellement, la synonymie) suivis par l'auteur et l'année de sa description, les noms en français et, séparés par des tirets, en anglais et en provençal.

Liste alphabétique des taxons rencontrés

***Acer monspessulanum* L., 1753**

Sapindaceae

Érable de Montpellier – Montpellier Maple – Agast, Violonier

***Aegilops geniculata* Roth, 1797 Poaceae (ex Gramineae)**

= *Aegilops ovata* auct. pro parte
Égiloïpe à inflorescence ovale, Égiloïpe

ovale, Égiloïpe genouillé – Genuiculate Goatgrass – Blat de cogou

***Allium sphaerocephalon* L., 1753**

Amaryllidaceae (ex Liliaceae p. p.)

Ail à tête ronde – Round-headed leek – Aiet-fèr, Aiastre, Cebihoun

***Anisantha diandra* (Roth) Tutin ex**

Tzvelev, 1963 Poaceae (ex Gramineae)

= *Bromus diandrus* Roth, 1787

Brome à deux étamines – Ripgut Brome – Estranglo-chivau, Calido, Calido(-di-dos-estamino)

***Anisantha rubens* (L.) Nevski, 1934**

Poaceae (ex Gramineae)

= *Bromus rubens* L., 1753

Brome rougeâtre, Brome rouge – Red Brome, Foxtail Brome – Calido(-roujo)

***Anisantha tectorum* (L.) Nevski, 1934**

Poaceae (ex Gramineae)

= *Bromus tectorum* L., 1753

Brome des toits – Drooping brome – Calido(-de-paret)

***Anthemis arvensis* L., 1753 Asteraceae**

(ex Compositae)

Anthémis des champs, Camomille sauvage, Fausse camomille – Corn chamomile, Field chamomile – Margaridie, Margaride

***Anthyllis vulneraria* L., 1753 Fabaceae**

(= Leguminosae)

Anthyllide vulnéraire, Vulnéraire, Trèfle jaune – Common kidneyvetch, Woundwort, Vulneràri – Tè, Galasset, Galasoun, Jalassoun

***Aphyllanthes monspeliensis* L., 1753**

Aphyllanthaceae (ex Liliaceae p. p.)

Aphyllante de Montpellier – Blue-Montpellier-Pink – Barjavoun, Blavet

***Arbutus unedo* L., 1753 Ericaceae**

Arbousier, Arbre aux fraises – Strawberry Tree – Darbocier, Faus fraguier

***Argyrolobium zanonii* (Turra) P.W. Ball,**

1968 Fabaceae (= Leguminosae)

= *Argyrolobium linnaeanum* Walpers, 1839

= *Cytisus argenteus* L., 1753

Argyrolobe, Argyrolobe de Linné, Argyrolobe de Zanon – Silver broom, Silverleaf – Aubour-nanet

***Artemisia annua* L., 1753 Asteraceae**

(ex Compositae)

Armoise annuelle, Absinthe chinoise – Sweet annie, Annual wormwood, Chinese wormwood, Sweet wormwood – Aussent(-annau), Artemiso

Asparagus acutifolius* L., 1753*Asparagaceae** (ex **Liliaceae** p. p.)

Asperge sauvage, Asperge à feuilles piquantes – Sharp-leaved Asparagus – Esparga fèra, Romanieu coniu, Romanin de tina

Atriplex halimus* L., 1753 **Amaranthaceae*
(ex **Chenopodiaceae**)

Arroche halime, Pourpier de mer – Tree Purslane, Sea-Orach – Blet d'Espanha, Bois blanc, Boisson de mar

Avena barbata* Pott ex Link, 1799 **Poaceae*
(ex **Gramineae**)

Avoine barbue – Bearded oat, Slender wild oat – Civado-fèro, Vero-fèro

Avena fatua* L., 1753 (?) **Poaceae*
(ex **Gramineae**)

Folle avoine, Havenon, Avero – Wild Oat – Aveno-bousscasso, Aveno-fèro

Avena sterilis* L., 1753 **Poaceae*
(ex **Gramineae**)

Avoine stérile, Avoine à grosses graines, Avoine sauvage – Sterile Oat – Civadasso

Ballota nigra* L. subsp. *fœtida* (Vis.)*Hayek, 1929 **Lamiaceae** (= **Labiatae**)**= *Ballota fœtida* Lam., 1778[1779]

Ballote noire fétide, Ballote fétide, Marrube noir – Black Horehound – Marrùbi negre, Bonrùbi negre

Biscutella lima* Rchb., 1832 **Brassicaceae*
(ex **Cruciferae**)

Biscutelle à feuilles en cornes de cerf, Biscutelle lime, Lunetière lime – Buckler Mustard – Erbo-de-siès-ouro, Erbo-pinello, Lunetiera

***Bituminaria bituminosa* (L.) E.H. Stirton, 1981 **Fabaceae** (= **Leguminosae**)**= *Psoralea bituminosa* L., 1753

Psoralée à odeur de bitume, Trèfle bitumieux, Trèfle bitumineux, Herbe au bitume – Arabian Pea, Pitch Trefoil – Erbo-dou-quitran, Erbo-de-la-trèfflo

Borago officinalis* L., 1753 **Boraginaceae*

Bourrache officinale, Bourrache commune, Pain-des-abeilles – Borage, Burrage, Beebread, Bugloss – Common Bugloss – Bourrage, Bourràgi, Bourrajo, Bourracho

Brachypodium distachyon* (L.) P.Beauv., 1812 **Poaceae* (ex **Gramineae**)

Brachypode distique, Brachypode à deux épis – Purple False-brome, Stiff Brome – Bauco(di-dos-espigo)

Brachypodium phoenicoides* (L.) Roemer & Schultes, 1817 **Poaceae* (ex **Gramineae**)

Brachypode phénicoïde, Brachypode

de Phénicie, Brachypode fausse ivraie – Thinleaf False-brome – Grando bauco

Brachypodium retusum* (Pers.) P.Beauv., 1812 **Poaceae* (ex **Gramineae**)= *Brachypodium ramosum* Roemer & Schultes, 1817

Brachypode à feuilles rétuses, Brachypode rameux – Ramose False-brome – Pichoto bauco, Bauco-tepouso

Bromus hordeaceus* L., 1753 subsp. *hordeaceus* **Poaceae* (ex **Gramineae**)= *Bromus mollis* L., 1753

Brome mou, Brome fausse orge, Brome doux – Common soft-brome – Senòbi(-faus-òrdi)

Bromus sterilis* L., 1753 **Poaceae*
(ex **Gramineae**)= *Anisantha sterilis* (L.) Nevski, 1934

Brome stérile – Barren brome grass, Poverty brome – Calido, Estranglo-meirastro, Erbo-molo

Calendula arvensis* L., 1763 **Asteraceae*
(ex **Compositae**)

Souci des champs, Souci sauvage – Field Marigold – Soucit-fèr, Gauche-fèr

Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik., 1792 **Brassicaceae* (ex **Cruciferae**)

Capselle bourse-à-pasteur, Bourse-à-pasteur, Bourse-à-berger – Shepherd's purse – Bourso-à-pastre, Carnié-de-pastre

Carduus tenuiflorus* Curtis, 1793***Asteraceae**** (ex **Compositae**)= *Carduus pycnocephalus* subsp. *tenuiflorus* (Curtis) Batt., 1889

Chardon à petits capitules, Chardon à capitules grêles – Slender thistle, slender-flower thistle, winged plumeless thistle – Cardoun(-di-tèsto-sarrado)

Carex halleriana* Asso, 1779 (*humilis* ?)***Cyperaceae****

Lâiche de Haller – Haller's Sedge – Queirello(-de-Haller)

Celtis australis* L., 1753 **Cannabaceae*

Micocoulier, Micocoulier de Provence, Falabreguier – Nettle tree Nettle tree, Southern Nettle tree, Mediterranean Hackberry – Falabreguié, Falabreguier

Centaurea aspera* L., 1753 **Asteraceae*
(ex **Compositae**)

Centaurée rude – Rough Star-thistle – Auriolo-roujo

Centranthus ruber* (L.) DC., 1805***Caprifoliaceae**** (ex **Valerianaceae**)

Centranthe rouge, Valériane rouge, Valériane

des jardins, Lilas d'Espagne – Spur Valerian, Sweet-Betsy – Lilà d'Esplanha, Ubriaga

***Centranthus calcitrapae* (L.) Dufresne, 1811 Caprifoliaceae (ex Valerianaceae)**

Centranthe chausse-trape – Annual Valerian – Centrantho(-cauco-trepa)

***Cephalaria leucantha* (L.) Schrad. ex Roem. & Schult., 1818 Caprifoliaceae (ex Dipsacaceae)**

= *Scabiosa leucantha* L., 1753

Céphalaire à fleurs blanches, Céphalaire blanche, Céphalaire à fleurs jaunâtres, Scabieuse à fleurs blanches – Giant Scabious – Escabioso(-di-flour-blanco)

***Cercis siliquastrum* L., 1753 Fabaceae (= Leguminosae)**

Arbre de Judée, Gainier, Arbre de Judas – Judas Tree – Pachin-pachau

***Cheirolophus intybaceus* (Lam.) Dostál, 1976 Asteraceae (ex Compositae)**

= *Centaurea intybacea* Lam., 1785

= *Centaurea leucantha* Pourr., 1788

Cheirolophus fausse-chicorée, Centaurée fausse-chicorée – Centàuri faus cicòri

***Chenopodium album* L., 1753**

Amaranthaceae (ex Chenopodiaceae)

Chénopode blanc, Senousse, Épinard sauvage, Ansérine blanche, Drageline – White goosefoot, Fat-hen, lamb's quarters – Pato-d'auco

***Cichorium intybus* L., 1753 Asteraceae (ex Compositae)**

Chicorée sauvage, Chicorée amère – Chicory – Cicòri-fèr, Cicourèio-fèro

***Cirsium arvense* (L.) Scop., 1772**

Asteraceae (ex Compositae)

Cirse des champs, Chardon des champs, Chardon des vignes, Chardon du Canada – Canada Thistle, Canadian Thistle, Creeping Thistle – Caussido

***Cistus albidus* L., 1753 Cistaceae**

Ciste cotonneux, Ciste blanchâtre, Ciste blanc – Grey-leaved Cistus, Rock-rose, White Dart – Massugo blanco

***Cistus monspeliensis* L., 1753 Cistaceae**

Ciste de Montpellier – Narrow-leaved Cistus – Massugo negro

***Clematis flammula* L., 1753**

Ranunculaceae

Clématite flamme, Clématite flammette, Clématite brûlante, Flammule, Clématite odorante – Plume Clematis, Fragrant Virgin's-bower – Entravadis, Jaussemin bastard

***Clinopodium nepeta* (L.) Kuntze, 1891**

Lamiaceae (= Labiatae)

= *Calamintha nepeta* (L.) Savi, 1798

Calament Nepeta, Petit calament – Field-Balm, Field- Calamint, Small-flowered-Calamint, Lesser Calamint – Menugueta

***Conium maculatum* L., 1753 Apiaceae**

(= Umbelliferae)

Grande ciguë, Ciguë tachetée – Hemlock – Balandino, Cigudo, Juvertasso, pato-d' aiglo

***Convolvulus althaeoides* L., 1753**

Convolvulaceae

Liseron de Provence, Liseron fausse-guimauve, Fausse guimauve – Mallow-Bindweed, Pink Bellflower – Correjàla

***Convolvulus arvensis* L., 1753**

Convolvulaceae

Liseron des champs, Petit liseron – Field Bindweed, Lesser Bindweed, Small Bindweed, Bearwind, Cornbind – Courrejolo

***Coris monspeliensis* L., 1753 Primulaceae**

Coris de Montpellier – Coris – Tè-de-colo, Tè dei colo

***Coronilla juncea* L., 1753 Fabaceae**

(= Leguminosae)

Coronille à tige de jonc, Coronille à allure de Jonc, Coronille jonciforme – Rush-like Scorpion Vetch – Genèsto-fèro

***Crataegus monogyna* Jacq., 1775**

Rosaceae

Aubépine monogyne, Aubépine à un style, Aubépine, Épine blanche – Hawthorn, Thornapple – Aubespin, Acinié, Acinas, Poumetié

***Crepis sancta* (L.) Bornm., 1913**

Asteraceae (ex Compositae)

= *Lagoseris sancta* (L.) K.Maly, 1908

Crépide de Nîmes, Crépide Sainte, Crépide de Terre-Sainte, Herbe rousse, Salade de lièvre, Pata de galina – Holy Hawksbeard – Herbo-rouso, Pato-de-galino

***Crucianella angustifolia* L., 1753**

Rubiaceae

Crucianelle à feuilles étroites – Narrowleaf Crucianella – Croussianello(-di-fueio-estrecho)

***Cynoglossum cheirifolium* L., 1753**

Boraginaceae

= *Pardoglossum cheirifolium* (L.) Barbier & Mathez, 1973

Cynoglosse à feuilles de giroflée – Mediterranean Hound's-tongue – Lengo-de-can(-blanco)

Cynoglossum creticum* Miller, 1768*Boraginaceae**

Cynoglosse de Crête, Cynoglosse peinte,
Langue de chien – Blue Hound's Tongue –
Lengo-de-can, Lengo-de-chin

***Dactylis glomerata* L., 1753 Poaceae**(ex **Gramineae**)

Dactyle aggloméré, Dactyle pelotonné, Pied
de poule – Cock's foot, Orchard grass –
Grosso-tèsto, Pèd-de-lèbre

Diplotaxis eruroides* (L.) DC., 1821*Brassicaceae** (ex **Cruciferae**)

Diplotaxis fausse roquette, Fausse roquette,
Roquette blanche, Roquette sauvage – White
Rocket, White Wall-rocket – Rouqueto-
blanco, Rouqueto souvajò

Diplotaxis tenuifolia* (L.) DC., 1821*Brassicaceae** (ex **Cruciferae**)

Diplotaxis à feuilles étroites, Diplotaxe à
feuilles étroites, Roquette sauvage, Roquette
jaune – False Rocket – Rouqueto jauno,
Rouqueto fèro

Dittrichia viscosa* (L.) W. Greuter, 1973*Asteraceae** (ex **Compositae**)= *Inula viscosa* (L.) Aiton, 1789

Inule visqueuse – Woody Fleabane –
Embriago, Erbo-di-masco, Nasco

Ecballium elaterium* (L.) A. Richard, 1824*Cucurbitaceae**

Concombre d'âne, Cornichon d'âne,
Concombre sauvage, Concombre
à ressort, Giclet – Wild Cucumber,
Squirting Cucumber – Coucoumbrasso,
Coumcombred'ase, Giscle

***Echium vulgare* L., 1753 Boraginaceae**

Vipérine commune, Vipérine vulgaire
– Blueweed, Common Viper's-bugloss –
Suçamèlo, Bourrage-fèr, Clavelino

Elytrigia campestris* (Godr. & Gren.)*Kerguélen, 1987 (?) Poaceae**(ex **Gramineae**)= *Elymus campestris* (Godr. & Gren.)

Kerguélen, 1983

Chiendent des champs – Neglected Couch –
Bauco(-de-champ)

[ou bien *Elytrigia intermedia* (Host)**Nevski, 1933 (?) Poaceae** (ex **Gramineae**)= *Elymus hispidus* (Opiz) Melderis, 1978

Chiendent glauque, Chiendent intermédiaire
– Hairy couch, Intermediate wheatgrass]

Erodium malacoides* (L.) L'Hérit., 1789*Geraniaceae**

Bec-de-grue à feuilles de mauve, Bec-
de-grue fausse mauve, Érodium fausse

mauve, Frison – Mediterranean Stork's-bill,
Oval Heron's-bill – Frisoun, Aguïeto, Aguïo

Euphorbia characias* L., 1753*Euphorbiaceae**

Euphorbe characias, Euphorbe des
garrigues, Euphorbe des vallons,
Grande euphorbe – Red Spurge, Large
Mediterranean Spurge, Albanian Spurge –
Lachusclo, Chusclo

Euphorbia cyparissias* L., 1753*Euphorbiaceae**

Euphorbe petit-cyprès, Euphorbe faux
cyprès – Cypress Spurge – Retoumbet,
Euförbi

Euphorbia helioscopia* L., 1753*Euphorbiaceae**

Euphorbe réveil-matin, Herbe aux verrues,
Petite éclair – Sun Spurge – Reviho-matin,
Reveio-matin

Euphorbia seguieriana* Necker, 1770*Euphorbiaceae**= *Euphorbia gerardiana* Jacq., 1778

Euphorbe de Séguier, Euphorbe de Gérard,
Euphorbe à feuilles de linair – Steppes
Spurge – Lachusclo(-de-Seguier), Purgeto,
Purgueto

Euphorbia serrata* L., 1753*Euphorbiaceae**

Euphorbe à feuilles dentées en
scie, Euphorbe dentée – Saw-leaved Spurge,
Serrate Spurge – Lachusclo(-serrado)

Euonymus europaeus* L., 1753*Celastraceae**= *Evonymus europaeus* L., 1753

Fusain d'Europe, Fusain, Bonnet de prêtre,
Bonnet d'évêque – European euonymus,
Common spindle Tree – Bounet-de-capelan,
fusan

***Ficus carica* L., 1753 Moraceae**

Figuier, Figuier commun, Figuier de Carie,
Figuier domestique, Figuier comestible
– Common Fig, Fig Tree, Edible Fig –
Figuiero

Ficus carica* var. *caprificus* (Risso)*Tschirch & Ravasini, 1911 Moraceae**

Caprifiguier, Figuier mâle, Figuier sauvage
– Wild Fig Tree, Wild Fig – Figuiero fèro

***Foeniculum vulgare* Miller, 1768 Apiaceae**(= **Umbelliferae**)

Fenouil commun – Fennel – Fenoui, Fenoun

***Fraxinus angustifolia* Vahl, 1804 Oleaceae**= *Fraxinus oxyphylla* M. Bieb., 1808

Frêne à feuilles étroites, Frêne oxyphyllé,
Frêne du Midi, Frêne du Sud – Narrow-
leaved Ash, Southern Ash – Frais-femèu

***Fraxinus ornus* L., 1753 Oleaceae**

Frêne à fleurs, Orne, Frêne orne, Frêne à manne, Arbre à manne – Manna Ash, Flowering Ash – Frais-di-flour-blanco, Frais-de-la-mauno

***Fumana ericifolia* Wallr., 1840 Cistaceae**

= *Fumana ericoides* (Cav.) Gand., 1883
= *Fumana spachii* Gren. & Godr., 1847
= *Fumana coridifolia* (Villars) P. Fourn., 1936 = *Helianthemum ericoides* (Cav.) Dunal, 1824

Fumana fausse bruyère, Fumana de Spach, Héliantheme à allure de bruyère – Massugueto(-di-fueio-de-brusc)

***Fumana thymifolia* (L.) Spach ex Webb, 1838 Cistaceae**

Fumana à feuilles de thym, Héliantheme à feuilles de thym – Thyme-leaved Fumana – Massugueto(-à-fueio-de ferigoulo)

Fumaria capreolata* L., 1753*Papaveraceae**

Fumeterre grimpante, Fumeterre capréolée, Fumeterre blanche – White Ramping-fumitory – Fumo-terro(-escalarello)

***Fumaria officinalis* L., 1753 Papaveraceae**

Fumeterre officinale, Pied-de-Céline, Herbe à la veuve – Common Fumitory, Drug Fumitory, Beggary, Earth-smoke – Fumo-terro(-vertuouso), Fum-de-terro

***Galeopsis angustifolia* Ehrh. ex Hoff., 1804 Lamiaceae (= Labiatae)**

= *Galeopsis*

ladanum subsp. *angustifolia* (Ehrh. ex Hoffm.) Čelak., 1871

Galéopsis à feuilles étroites, Filasse bâtarde, Ortie à feuilles étroites – Red Hemp-nette – Ourtigo-roujo

***Galium aparine* L., 1753 Rubiaceae**

Gaillet gratteron, Gratteron, Gaillet accrochant, Herbe collante – Goose Grass, Grip Grass, Sticky Willie – Grapoun, Arrapo-man, Gafarot

Galium corrudifolium* Vill., 1779*Rubiaceae**

Gaillet à feuilles d'asperge, Gaillet à feuilles d'asperge sauvage – Mediterranean Bedstraw – Reboulo(-di-fueio-d'espargo)

***Geranium molle* L., 1753 Geraniaceae**

Géranium à feuilles molles, Géranium mou, Géranium mollet, Tête rouge, Bec de grue – Dove's-foot Crane's bill, Dove-foot Geranium – Clavèu-dóu-bon-Diéu

Geranium rotundifolium* L., 1753*Geraniaceae**

Géranium à feuilles rondes, Mauvette, Mauvin – Round-leaved Geranium, Roundleaf Geranium – Pichoto-mauvo

***Gladiolus italicus* Miller, 1768 Iridaceae**

= *Gladiolus segetum* Ker Gawl., 1804
Glaïeul d'Italie, Glaïeul des moissons – Corn Gladiolus, Field Gladiolus – Coutèu, Glaujòu, Coutelet

***Glebionis coronaria* (L.) Cass. ex Spach, 1841 Asteraceae (ex Compositae)**

= *Chrysanthemum coronarium* L., 1753
Chrysanthème à couronnes, Chrysanthème couronné, Chrysanthème des jardins, Chrysanthème comestible – Crown Daisy – Multiplicantto courounado

Globularia alypum* L., 1753*Plantaginaceae (ex Globulariaceae)**

Globulaire buissonnante, Turbith, Globulaire alypum, Alypon, Herbe terrible – Shrubby Globularia – Sené bastard, Bè-de-passeroun, Sené provençau, Erbo-terriblo

Helichrysum stoechas* (L.) Moench, 1794*Asteraceae (ex Compositae)**

Immortelle, Immortelle commune, Immortelle jaune, Immortelle stoechas, Éternelle – Common shrubby Everlasting, Golden Cassidony – Inmourtalto-jauno, Inmourtalto, Eternalo

***Helictochloa bromoides* (Gouan) Romero Zarco, 2011 Poaceae (ex Gramineae)**

= *Avena bromoides* Gouan, 1762 = *Avenula bromoides* (Gouan) H.Scholz, 1974
Avénule faux brome, Avoine faux brome – Avènula bromoide, Civadoun(-faus-senòbi)

Himantoglossum robertianum* (Loisel.)*P.Delforge, 1999 Orchidaceae**

= *Barlia robertiana* (Loisel.) W. Greuter, 1967 = *Orchis longibracteata* Biv., 1806
Himantoglosse de Robert, Barlia de Robert, Orchis à longues bractées, Orchis géant – Giant Orchid – Embriango-de-colo

***Hordeum murinum* L., 1753 Poaceae (ex Gramineae)**

Orge des rats, Orge des souris, Orge des murs, Orge queue-de-rat, Orge queue-de-souris, Orge des lièvres – Wild Barley, Mouse Barley – Estranglo-chivau, Espigau

Hypericum perforatum* L., 1753*Hypericaceae**

Millepertuis perforé, Millepertuis commun, Millepertuis officinal, Herbe à mille trous, Herbe de la Saint-Jean – Common Saint-John's-wort, Perforate Saint-John's-wort – Trescalan, Erbo-à-milo-trau, Erbo-de-Sant-jan, Erbo-de-l'òli-rouge

***Iris germanica* L., 1753 Iridaceae**

Iris d'Allemagne, Iris des jardins, Flamme, Flambe – Bearded Iris – Coutelas (-d' Alemagno)

***Iris lutescens* Lam., 1789 Iridaceae**

= *Iris chamaeiris* Bertol., 1838
Iris prostré, Iris nain, Iris des garrigues – Crimean iris, Scrubland dwarf iris – Palimpo, Cotèla

***Isatis tinctoria* L., 1753 Brassicaceae (ex Cruciferae)**

Pastel des teinturiers, Guède, Herbe de saint Philippe – Woad, Dyer's woad, Wade – Mes-de-mai, Tenchuriero, Jaunello

Knautia collina* Jord., 1848 (?)*Caprifoliaceae (ex Dipsacaceae)**

Knautie des collines, Knautie pourpre – Hill Knautia – Camiho(-purpalo)

[ou bien *Knautia arvensis* (L.) Coulter, 1828 (?) Caprifoliaceae (ex Dipsacaceae)
Knautie des champs, Scabieuse des champs, Fleur des veuves – Field Scabious – Flour-de-la-véuso]

***Koeleria vallesiana* (Honckeny) Gaudin, 1808 Poaceae (ex Gramineae)**

Koelérie du Valais – Somerset Hair-grass – Kolerio(-dòu-Valais)
Rostraria à crête, Koelérie fausse fléole – Mediterranean Hair-grass – Roustrario(-à-cresto)

***Lactuca serriola* L., 1756 Asteraceae (ex Compositae)**

= *Lactuca scariola* L., 1763

Laitue scariole, Laitue sauvage – Prickly lettuce – Lachugueto, Escarolo

***Lamium amplexicaule* L., 1753 Lamiaceae (= Labiatae)**

Lamier amplexicaule, Lamier à feuilles embrassantes – Henbit Deadnettle, Greater Henbit – Mauvige

***Lathyrus* L. sp., 1753 Fabaceae (= Leguminosae)**

Gesse – Pea – Jaisso

***Laurus nobilis* L., 1753 Lauraceae**

Laurier noble, Laurier-sauce, Laurier d'Apollon – Apollo's Laurel, Laurel-tree, Bay tree – Lausié, Laurié, Baguié

***Lepidium draba* L., 1753 Brassicaceae (ex Cruciferae)**

= *Cardaria draba* (L.) Desv., 1815

Passerage drave, Cardaire drave, Brocoli sauvage, Pain blanc – Hoary Cress, Whitetop – Pan blanc, Caulet bastard

***Linum strictum* L., 1753 Linaceae**

Lin droit, Lin raide, Lin dressé – Upright Flax – Lin(-prim)

Lobularia maritima* (L.) Desv., 1815*Brassicaceae (ex Cruciferae)**

= *Alyssum maritimum* (L.) Lam., 1783
Lobulaire maritime, Alysson maritime, Corbeille d'argent – Sweet Alison – Bramafan, Èrba blanca

Lolium multiflorum* Lam., 1779 (?)*Poaceae (ex Gramineae)**

= *Lolium italicum* A. Braun, 1834
Ray-grass d'Italie, Ivraie à fleurs nombreuses, Ivraie multiflore – Italian Ryegrass, Italian Ryegrass – Margai(-d'Itali)

[ou bien *Lolium rigidum* Gaudin, 1811 (?)

Poaceae (ex Gramineae)

Ivraie raide, Ivraie à épis serrés – *Rigid ryegrass*, *annual ryegrass* – Margai(-rege)]

Lonicera implexa* Aiton, 1789*Caprifoliaceae**

Chèvrefeuille des Baléares, Chèvrefeuille entrelacé – Evergreen Honeysuckle, Mediterranean Honeysuckle – Pandecousto, Engraisso-cabrit, Cabrifuei

***Lysimachia foemina* (Mill.) U. Manns & Anderb., 2009**

= *Anagallis arvensis* L., 1753 subsp. *caerulea* Schreber, 1771

= *Anagallis foemina* Miller, 1768

Mouron des champs, Mouron bleu – Scarlet pimpernel, Blue-scarlet pimpernel – Mouroun blu

***Malva sylvestris* L., 1753 Malvaceae**

Grande mauve, Mauve sylvestre, Mauve des bois, Mauve sauvage – High mallow, Common mallow – Mauvo, Maugo

***Marrubium vulgare* L., 1753 Lamiaceae (= Labiatae)**

Marrube blanc, Marrube commun, Marrube vulgaire, Marrube – White Horehound, Wild Horehound – Bon-rùbi, Bon-rible, Marrùbi

***Medicago arborea* L., 1753 Fabaceae (= Leguminosae)**

Luzerne arborescente – Shrubby Medick – Luserno(-arboorejanto)

***Medicago lupulina* L., 1753 Fabaceae (= Leguminosae)**

Luzerne lupuline, Luzerne-houblon, Minette – Black Medick – Tréuloun

***Medicago orbicularis* (L.) Bartal., 1776 Fabaceae (= Leguminosae)**

Luzerne orbiculaire – Blackdisk Medick, Button Medick – Erbo-de-la-rodo, Lènto-jauno

Melilotus officinalis* (L.) Lam., 1779*Fabaceae (= Leguminosae)**= *Melilotus arvensis* Wallr., 1822

Mélilot officinal, Mélilot jaune, Petit-trèfle jaune, Couronne royale, Luzerne bâtarde – Corn Melilot, Yellow Melilot, Ribbed Melilot – Luserno-bastardo

Mercurialis annua* L., 1753*Euphorbiaceae**

Mercuriale annuelle, Foirolle, Ramberge – Annual Mercury – Mercuriau, Cagareletto

Muscari comosum* (L.) Miller, 1768*Asparagaceae (ex Liliaceae p. p.)**

Muscari à toupet, Pénitent bleu, Muscari chevelu, Muscari à grappe, Jacinthe-chevelue – Tassel Grape Hyacinth – Penitènt-blu, Bounet-de-capelan

Muscari neglectum* Guss. ex Ten., 1842*Asparagaceae (ex Liliaceae p. p.)**

Muscari négligé, Muscari en grappe – Grap-hyacinth, Starch Grap-hyacinth – Barralet, Couquiéu

Olea europaea* L., 1753 subsp. *europaea**Oleaceae**

Olivier, Oliver d'Europe, Olivier commun – Olive tree, Olive – Óuliviè

Oloptum miliaceum* (L.) Röser &*Hamasha, 2012 Poaceae (ex Gramineae)**= *Piptatherum miliaceum* (L.) Cosson, 1851
= *Piptatherum multiflorum* (Cav.) P.Beauv., 1812

Faux Millet, Piptathère faux millet, Piptathère à fleurs nombreuses – Smilgrass – Mi(-fèr), Mihet

Ononis minutissima* L., 1753 Fabaceae*(= Leguminosae)**

Bugrane très grêle, Bugrane minuscule – Tiny Restharrow – Esbrouthouiro-(menudo)

Ononis natrix* L., 1753 Fabaceae*(= Leguminosae)**

Bugrane gluante, Bugrane fétide, Bugrane jaune, Coqsigrue – Yellow Restharrow – Agavoun, Ajavoun

Ophrys aranifera* Huds., 1778 [groupe de]*Orchidaceae**= *Ophrys sphegodes* auct.

Ophrys araignée, Ophrys guêpe, Oiseau-coquet – Early Spider-orchid – Porto-aragno

***Ophrys fusca* Link, 1800 Orchidaceae**= *Ophrys lupercalis* auct.

Ophrys brun – Boxing-glove Orchid, Sombre Bee-orchid – Aragno(-bruno)

Ornithogalum umbellatum* L., 1753*Asparagaceae (ex Liliaceae p. p.)**

Ornithogale en ombelle, Ornithogale à

feuilles étroites, Dame d'onze-heures, Étoile de Bethléem – Eleven-o'clock Lady, Common Ornithogalum, Star-of-Bethlehem – Flour-de-la-Santo-Vierge, Aiado-blanco

Oxalis articulata* Savigny, 1798*Oxalidaceae**= *Oxalis floribunda* Lehm., 1826

Oxalide articulée, Oxalide articulée – Pink sorrel – Crousadello(-articulado)

Pallenis spinosa* (L.) Cass., 1825*Asteraceae (ex Compositae)**= *Asteriscus spinosus* (L.) Schultz Bip., 1844

Pallénis épineux, Astérolide épineux, Astérisque épineuse, Buphthalme épineux, Spiny Starwort – Boulet-pouchu, Uei-de-Buou, Lue-de-biou

***Papaver rhoeas* L., 1753 Papaveraceae**

Coquelicot – Common Poppy, Corn Poppy, Corn Rose, Field Poppy – Rouselo, Gaugalin

***Phillyrea angustifolia* L., 1753 Oleaceae**

Filaire à feuilles étroites, Filaria à feuilles étroites, Alavert à feuilles étroites – Narrow-leaved Vetch, Narrow-leaved phillyrea – Daladèr-mascle, Aladèr-mascle, Oulivastre

Phleum nodosum* L., 1759 Poaceae*(ex Gramineae)**= *Phleum pratense* subsp. *serotinum* (Jord.) Berher, 1887

Fléole bulbeuse, Fléole noueuse, Fléole tardive, Fléole de Bertoloni – Small Timothy, Smaller Cat's-tail – Erbo-de-prat (-Caboussudo)

***Pinus brutia* Ten., 1811 Pinaceae**= *Pinus halepensis* Mill. subsp. *brutia* (Ten.) E. Murray, 1983

Pin brutia, Pin de Calabre, Pin de Turquie – Calabrian Pine – Pin de la Calabro, Pin calabrés (?)

***Pinus halepensis* Miller, 1768 Pinaceae**

Pin d'Alep, Pin de Jérusalem, Pin blanc de Provence, Pin blanc – Aleppo Pine – Pin-blanc

Pistacia terebinthus* L., 1753*Anacardiaceae**

Pistachier térébinthe, Térébinthe – Turpentine-Tree, Terebinth Pistache – Petelin, Petoulin, Petourlin, Pudènt

Pistacia vera* L., 1753 (N.B. Greffage sur**Pistacia terebinthus* L.) Anacardiaceae**= *Pistacia vera* Mill., 1768

Pistachier vrai, Pistachier, Pistachier commun, Pistachier cultivé – Pistachio, Pistachio tree – Pistachié

Plantago lanceolata* L., 1753*Plantaginaceae**

Plantain lancéolé, Plantain étroit, Herbe-à-cinq-côtes – Narrowleaf Plantain, Buckhorn Plantain – Erbo-de-cinq-costo

***Potentilla* L. sp., 1753 Rosaceae**

Potentille – Cinquefoil – Majoufié

Prospero autumnale* (L.) Speta, 1982*Asparagaceae (ex Hyacinthaceae)**

= *Scilla autumnalis* L., 1753

Scille d'automne, Prospéro d'Automne – Autumn Squill, Winter Hyacinth – Esquiho

Prunus amygdalus* Batsch, Beytr. Entw.*Gewächsreich, 1801 Rosaceae**

= *Prunus dulcis* (Mill.) D.A. Webb, 1967

= *Amygdalus communis* L. 1753

Amandier, Prunier doux – Almond, Almond tree – Amelié, Amendié, Ameié

***Prunus* L. sp., 1753 Rosaceae**

Prunier – Plum-tree – Pruniero

Pyracantha coccinea* M.Roem., 1847*Rosaceae**

Buisson ardent, Pyracantha écarlate – Firehorn, Pyracantha – Bouissoun-ardènt

***Quercus coccifera* L., 1753 Fagaceae**

Chêne kermès, Chêne-à-cochenille, Chêne des garrigues, Garric – Kermes Oak, Cochineal Tree – Garrus, Agarrus

***Quercus ilex* L., 1753 Fagaceae**

Chêne vert, Yeuse – Evergreen Oak, Holly Oak, Holm Oak – Euse, Euve

***Quercus pubescens* Willd., 1796 Fagaceae**

Chêne pubescent, Chêne blanc – Downy Oak, Pubescent Oak – Blacas, Blacha

Raphanus raphanistrum* L., 1753*Brassicaceae (ex Cruciferae)**

Radis ravenelle, Ravenelle, Radis sauvage, Raifort sauvage, Raveluche – Runch, White Charlock, Wild Radish – Ravanello, Ravanet, Moustardo fèro

Rapistrum rugosum* (L.) All., 1785*Brassicaceae (ex Cruciferae)**

= *Rapistrum rugosum* (L.) J.P. Bergeret, 1786

Rapistre rugueux, Raphanelle – Annual Bastardcabbage, Bastard Cabbage – Ravaniscle, Rabuscle

***Reseda lutea* L., 1753 Resedaceae**

Réséda jaune, Réséda sauvage, Réséda bâtard – Wild Mignonette – Cascavèu

***Reseda phyteuma* L., 1753 Resedaceae**

Réséda raiponce – Corn Mignonette, Rampion Mignonette – Sounaïoun, Cascaveleto

***Rhamnus alaternus* L., 1753 Rhamnaceae**

Nerprun alaterne, Alaterne – Evergreen Buckthorn, Mediterranean Buckthorn – Daladèr, Aladèr

***Rosa* L. sp., 1753 Rosaceae**

Rosier – Rose-tree – Rousié

Rostraria cristata* (L.) Tzvelev, 1971*Poaceae (ex Gramineae)**

= *Koeleria phleoides* (Vill.) Pers., 1805

Rostraire à crête, Fausse fléole, Koelérie fausse fléole, Koelérie à crête – Mediterranean Hair-grass – Roustrariò(-à-crestò)

***Rubia peregrina* L., 1753 Rubiaceae**

Garance voyageuse, Garance sauvage, Petite garance – Wild Madder – Arraparello, Garanço-bastardo, Rapeguiéu, Rapego-man

Rubus fruticosus* L., 1753 (probablement :**R. ulmifolius*) Rosaceae**

Ronce commune, Ronce des bois, Ronce des haies, Mûrier des haies, Mûrier sauvage – Bramble, Shrubby Blackberry – Róumi, Róumio, Roume

***Rumex crispus* L., 1753 Polygonaceae**

Oseille crépue, Rumex crépu, Patience crépue – Crisped Dock, Curled Dock, Curly Dock – Pacièncy-frisado

***Ruta angustifolia* Pers., 1805 Rutaceae**

= *Ruta chalepensis* subsp. *angustifolia* (Pers.) P.Fourn., 1936

Rue à feuilles étroites – Narrow-leaved fringed Rue – Rudo

Salvia pratensis* L., 1753 Lamiaceae*(= Labiatae)**

Sauge des prés, Sauge commune – Meadow Sage, introduced Sage, Meadow Clary – Erbo-di-bons-ome, Bouco-de-loup [ou bien *Salvia verbenanca* L. 1753 (?) Lamiaceae

Sauge à feuilles de verveine, Sauge verveine – Verbena Sage, Vervain Sage – Erbo-dou-prudome]

Salvia rosmarinus* Spenn., 1835*Lamiaceae = Labiatae**

= *Rosmarinus officinalis* L., 1753

Romarin, Romarin officinal, Encensier – Rosemary – Roumanin, Roumaniéu

Scabiosa atropurpurea* var. *maritima**(L.) Fiori, 1903 Caprifoliaceae (ex Dipsacaceae)**

= *Scabiosa maritima* L., 1756 = *Sixalix atropurpurea* (L.) subsp. *maritima* Greuter & Burdet, 1985

Scabieuse maritime – Sweet scabious, Mourningbride – Escabiouso-de-jardin

***Scolymus hispanicus* L., 1753 Asteraceae**
(ex **Compositae**)

Scolyme d'Espagne, Chardon d'Espagne,
Épine jaune, Cardousse – Golden Thistle,
Spanish Salsify – Cardoun, Pèis-de-Nouvè

***Scorpiurus subvillosus* L., 1753 Fabaceae**
(= **Leguminosae**)

Scorpiure velue, Chenillette poilue,
Queue de scorpion épineuse – Prickly
Scorpion's-tail, Prickly caterpillar – Erbo-
de-la-cabro, erbo-de-l'amour

***Sedum ochroleucum* Chaix, 1786**

Crassulaceae

= *Sedum anopetalum* DC., 1808

Orpin à pétales dressés, Orpin à pétales
droits, Orpin blanc-jaunâtre – Stonecrop –
Rasin(-de-paret)

***Sedum sediforme* (Jacq.) Pau, 1909**

Crassulaceae

= *Sedum altissimum* Poiret, 1798 = *Sedum*
nicaense auct.

Orpin de Nice, Orpin élevé, Orpin très élevé
– Pale Stonecrop – Rasin(-di-gros)

***Sherardia arvensis* L., 1753 Rubiaceae**

Shérardie des champs, Shérardie, Rubéole
des champs, Gratteron fleuri – Field Madder
– Gafarot(-di-champ)

***Silene italica* (L.) Pers., 1805**

Caryophyllaceae

Silène d'Italie – Italian Catchfly –
Empeganto, Aganto-mousco

***Silene nocturna* L., 1753 Caryophyllaceae**

Silène nocturne – Mediterranean Catchfly –
Empeganto(-nuechenco)

***Silene vulgaris* (Moench) Garcke, 1869**

subsp. *vulgaris* Caryophyllaceae

= *Silene inflata* Sm., 1800

Silène enflé, Silène commun, Pétardes,
Claquel, Behen blanc, Tapotte – Bladder
Campion – Erbo-de-la-clouco, Cracinèu

***Sinapis alba* L., 1753 Brassicaceae**

(ex **Cruciferae**)

Moutarde blanche, Sénevé, Sanve – White
Mustard – Moustardo-blanco

***Smilax aspera* L., 1753 Smilacaceae**

(ex **Liliaceae** p. p.)

Salsepareille, Salsepareille rude,
Salsepareille d'Europe, Liseron épineux –
Common Smilax – Gripo-ome, Arrapo-ome,
Tiragasso

***Sonchus oleraceus* L., 1753 Asteraceae**

(ex **Compositae**)

Laiteron maraîcher, Laiteron potager,
Laiteron lisse – Common Sowthistle,

Annual Sowthistle, Common Milk-thistle –
Cardello, Lachenco

***Sonchus tenerrimus* L., 1753 Asteraceae**
(ex **Compositae**)

Laiteron délicat – Slender Sowthistle –
Cardello(-de-paret)

***Sorbus domestica* L., 1753 Rosaceae**

Cormier, Sorbier domestique – Corme,
Service Tree – Sourbié, Sourbiero, Esperbié

***Spartium junceum* L., 1753 Fabaceae**

(= **Leguminosae**)

Spartier à tiges de jonc, Faux Genêt
d'Espagne, Genêt d'Espagne, Geneste,
Gineste – Spanish Broom, Weaver's
Broom, Yellow Spanish Broom – Genèsto-
d'Espagno, Genèsto, Ginèsto,

***Taraxacum* Weber ex F.H.Wigg. sp., 1780**

Asteraceae (ex **Compositae**)

Pissenlit, Dent-de-Lion – Dandelion –
Pisso-au-lié, Pisso-chin

***Teucrium polium* L., 1753 Lamiaceae**

(= **Labiatae**)

Germandrée tomenteuse, Germandrée
blanc-grisâtre, Germandrée polium – Felty
Germander, Ezovion – Calamandrié-
blanc-de nèu, Erbo-dou-saussissot

Thesium humifusum* subsp. *divaricatum
(Jan ex Mert. & W.D.J.Koch) Bonnier &
Layens, 1894 Santalaceae

= *Thesium divaricatum* Jan ex Mert. &
Koch, 1826

Thésium divariqué – Branched Bastard-
toadflax – Tesioun(-de-colo)

***Thymus vulgaris* L., 1753 Lamiaceae**

(= **Labiatae**)

Thym commun, Thym vulgaire, Férigoule,
Farigoule – Common Thyme, Culinary
Thyme – Ferigoulo, Farigoulo

***Tragopogon porrifolius* L., 1753**

Asteraceae (ex **Compositae**)

Salsifis à feuilles de poireau, Salsifis blanc,
Salsifis du Midi, Barbe de bouc – Salsify,
White Salsify – Barbabou

***Ulex parviflorus* Pourret, 1788 Fabaceae**

(= **Leguminosae**)

Ajonc à petites fleurs, Ajonc de Provence,
Argeiras, Argelas – Small flowered Furze –
Argelas, Argieras, Argeiras, Argela

***Ulmus minor* Miller, 1768 Ulmaceae**

= *Ulmus campestris* auct.

Orme champêtre, Ormeau, Petit Orme,
Orme à feuilles de charme – Common Elm,
Small-leaved Elm, English Elm – Ourmèu,
Ourme, Óume

***Urospermum dalechampii* (L.) Scop.
ex F.W.Schmidt, 1795 Asteraceae**

(ex **Compositae**)

Urosperme de Daléchamps, Chicorée amère
– Golden-fleece – Cicòri-amar

***Valantia muralis* L., 1753 (= *Vaillantia muralis* L.) Rubiaceae**

Vaillantie des murs, Vaillantie des murailles
– Wall Valantia – Valancio

***Verbascum densiflorum* Bertol., 1810**

Scrophulariaceae

= *Verbascum phlomoides* L. subsp.
thapsiforme (Schrader) Rouy, 1909

Molène à fleurs denses, Molène faux
Bouillon blanc, Molène faux Phlomis –
Dense-flowered Mullein, Denseflower
Mullein – Fatarasso-(faus-bouioun-blanc)

***Verbascum thapsus* L., 1753**

Scrophulariaceae

Molène Bouillon-blanc, Bouillon blanc,
Grande Molène, Queue de loup – Common
Mullein, Great Mullein – Bouioun-blanc,
Couo-de-loup

***Viburnum tinus* L., 1753 Viburnaceae**

Viorne-tin, Laurier-tin, Viorne laurifome
– Laurustinus, Laurustine – Laurié-tin,
Laurié-flouri, Faveloun, Bagasso

***Vicia cracca* L., 1753 Fabaceae**

(= **Leguminosae**)

Vesce à épis, Vesce cracca, Vesce de
Cracovie, Jarosse – Tufted Vetch, Bird
Vetch, Cow Vetch – Vessarado, Vessarudo,
Aseludo, Zuseludo

[ou bien ***Vicia villosa* Roth, 1793 Fabaceae**

(= **Leguminosae**)

Vesce velue, Vesce des sables – Downy
Vetch, Fodder Vetch – Nougaret]

***Vicia hybrida* L., 1753 Fabaceae**

(= **Leguminosae**)

Vesce hybride, Vesce bâtarde – Hairy
Yellow-vetch – Corno-biòu, Cornabiòu

***Vicia sativa* L., 1753 Fabaceae**

(= **Leguminosae**)

Vesce commune, Vesce cultivée, Poisette –
Common Vetch, Garden Vetch – Vesso-fèro,
Pesoto

***Vinca major* L., 1753 Apocynaceae**

Grande pervenche – Bigleaf Periwinkle,
Greater Periwinkle – Pervenco, Pervinco,
Prouvençalo, Piéucelage

***Zizuphus jujuba* Mill., 1768 Rhamnaceae**

= *Jujuba mediterranea* Bubani, 1901

Jujubier commun, Jujubier, Dattier de Chine
– Common Jujube, Chinese Jujube, Chinese
Date – Chichourlié, Ginjourlié

Conclusion

La création d'un jardin botanique constitue toujours un fait très important digne d'être porté à la connaissance non seulement des spécialistes eux-mêmes mais aussi de tous ceux qui s'intéressent à la préservation de la flore terrestre. Le Jardin botanique méditerranéen présenté dans cet article a pu être créé au sein même de l'importante agglomération de Marseille, ce qui est un atout incontestable pour enrichir la biodiversité urbaine de cette métropole. Dans le cas présent, il s'agit d'un jardin botanique particulièrement destiné à faire largement connaître la flore indigène méditerranéenne pour montrer sa riche biodiversité et participer à sa sauvegarde. Il s'étend sur une superficie d'environ deux hectares. Pour permettre aux visiteurs de pouvoir le découvrir, vingt sentiers portant les noms de botanistes célèbres ont été ouverts. Des commentaires précis sur chacun de ces illustres botanistes permettent de les honorer et d'apprécier la part de leur contribution personnelle à l'évolution de la botanique depuis son origine, plusieurs siècles avant notre ère, jusqu'à la fin du vingtième siècle. L'inventaire floristique publié ici (état initial) recense les taxons de plantes vasculaires présents sur le site. Cet inventaire pourra, bien sûr, être enrichi par l'introduction d'autres espèces méditerranéennes caractéristiques. De surcroît, cet espace protégé pourra aussi jouer le rôle de conservatoire botanique en le mettant à la disposition des chercheurs et des étudiants pour y réaliser des investigations scientifiques. Ce jardin aura également un intérêt pédagogique pour les élèves de l'enseignement primaire et secondaire ainsi qu'un intérêt éducatif et culturel pour un plus large public désireux de découvrir les espèces du monde végétal méditerranéen.

Remerciements

À la mémoire de Pierre Quézel et de Marcel Barbero, deux éminents botanistes que j'ai eu le grand honneur, le privilège et la chance de côtoyer fructueusement pendant toute ma carrière d'universitaire.

Pour réaliser ce travail, je remercie sincèrement Gaëtan Girault qui a occupé, avec efficacité, la fonction de chargé d'études naturalistes au sein de l'association Colinéo-assenemce

ainsi que Guy Aubert, rétrospectivement, et Michelle Sandoz qui m'ont également apporté leur soutien et une aide efficace.

- Initiateur, concepteur et responsable scientifique du projet : D^r Henri Sandoz
- Maître d'ouvrage : association Colinéo-assenemce (ex-ASSEMENCE) – Monique Bercet, présidente actuelle
- Lancement du projet : août 2000
- Signatures des baux emphytéotiques avec les propriétaires des terrains : septembre 2010 avec la copropriété Batarelle II ; janvier 2011 avec la ville de Marseille
- Premières plantations : avril 2012

Références bibliographiques

- Aillaud, G., Georgelin, Y. & Tachoire, H. (2002). *Marseille, 2600 ans de découvertes scientifiques, III Découvreurs et découvertes. Publications de l'Université de Provence*, p. 274-275.
- Berlizot, C., Bonnans N., Le Neindre M.-M., Martel, S. avec la collaboration de Richaud, C. (2001). *Étude de faisabilité de création d'un Conservatoire des Restanques et Jardin méditerranéen en Provence calcaire littorale, commune de Marseille*. Travail d'étude et de recherche, maîtrise de biologie des populations et des écosystèmes, Université d'Aix-Marseille III. En dépôt à : Aix-Marseille Université – Bibliothèque universitaire Saint-Jérôme, 76 p.
- Chadefaud, M. & Emberger, L. (1960). *Traité de botanique systématique*. Masson et C^{ie} Éditeurs, Paris.
- Davy de Virville, Ad. et al. (1954). *Histoire de la botanique en France*. Société d'édition d'enseignement supérieur, Paris.
- Fache, A.-L., Guiller, S., Martinez, G. & Michel, L. (2003). *Proposition pour l'aménagement du Conservatoire des Restanques, Verger et Jardin méditerranéen de Provence en projet sur la commune de Marseille*. Travail d'étude et de recherche, maîtrise de biologie des populations et des écosystèmes, Université d'Aix-Marseille III. En dépôt à : Aix-Marseille Université – Bibliothèque universitaire Saint-Jérôme, 50 p.
- Guiou, G., Ricour, J. & Rouire, J. (2008). *Découverte géologique de Marseille et de son environnement montagneux*. Deuxième édition en collaboration avec Philip, J. et Monteau, R. Éditions Jeanne Laffitte – BRGM Éditions.
- Médail, F. (2018). Pierre Quézel (1926-2015), une vie et une œuvre scientifique entre Méditerranée et Sahara. *Ecologia mediterranea* 44-2, 5-22.
- Molinier, R. (1934). Études phytosociologiques et écologiques en Provence occidentale. *Annales du Musée d'Histoire naturelle de Marseille* XXVII (I).
- Sandoz, H. (1987). *Recherches taxonomiques, biogéographiques et phytoécologiques sur les principaux conifères subalpins des Alpes : Mélèze d'Europe, Pin cembro, Pin à crochets et Pin mugho. Études de terrain centrées sur les Alpes Maritimes et Ligures (Région du Parc national du Mercantour)*. Thèse de doctorat d'État ès sciences. Université d'Aix-Marseille III, 650 p.

Annexe 1

Renseignements importants concernant le Conservatoire des restanques, verger et jardin méditerranéen incluant le Jardin botanique méditerranéen lui-même :

- Lieu : Provence calcaire littorale – Marseille
- Superficie totale du Conservatoire : un peu plus de six hectares (61 893 m²)
- Superficie du Jardin botanique méditerranéen : environ deux hectares

Résumés de thèses

Ludovic LELANDAIS

2023

Variabilité du CO₂ atmosphérique dans la région SUD-PACA, caractérisation des émissions de Marseille

Thèse de doctorat d'Aix-Marseille Université, soutenue le 19 juin 2023.

Jury – Agnès BORBON (Directrice de recherche, Laboratoire de météorologie physique), Lilian JOLY (Professeur des universités, université de Reims Champagne-Ardenne), rapporteurs ; Joël GUIOT (Directeur de recherche émérite, CNRS), Camille YVER KWOK (Ingénieure-chercheuse, Laboratoire des sciences du climat et de l'environnement), Matthias BEEKMANN (Directeur de recherche, CNRS), examinateurs ; Irène XUEREF-REMY (Physicienne CNAP, Aix-Marseille Université), Stéphane SAUVAGE (Professeur des universités, IMT Nord Europe), directeurs de thèse ; Alexandre ARMENGAUD (Docteur, ATMOSUD), membre invité.

Mots-clés : CO₂, mesures directes, isotopie, séries temporelles, rapports d'émissions

Keywords: CO₂, variability, isotopic measurements, time series, emission ratios

Le dioxyde de carbone (CO₂) ne cesse d'augmenter dans l'atmosphère suite aux émissions anthropiques, dont plus de 70 % sont émises par les zones urbaines et industrielles. Il existe des inventaires d'émissions mais leurs incertitudes peuvent atteindre plusieurs dizaines de pourcents. L'étude du CO₂ à partir de mesures atmosphériques permet une approche indépendante des inventaires. Ces travaux visent à mieux caractériser les émissions urbaines de Marseille. Ils s'appuient sur un réseau de mesures du CO₂ constitué 1) d'une station du réseau ICOS-Fr située à l'Observatoire de Haute Provence à 80 km au nord de Marseille, 2) d'une station au cœur de Marseille et 3) d'une station périurbaine forestière. L'utilisation conjointe de mesures isotopiques du carbone, de séries temporelles du CO₂ atmosphérique ainsi que de plusieurs traceurs d'activités anthropiques (monoxyde de carbone, composés organiques volatils...) a permis de mieux caractériser la variabilité du CO₂ en milieu urbain. Une méthode permettant d'isoler l'influence anthropique locale sur le CO₂ atmosphérique a été développée, et une campagne de mesure intensive a été menée en janvier 2020. Cette étude a permis de quantifier la variabilité du CO₂ de l'échelle hémisphérique à l'échelle locale. La comparaison des stations a permis d'isoler le panache de CO₂ provenant

des émissions de Marseille. Une forte empreinte du trafic et du secteur résidentiel a été mise en évidence sur ces émissions en hiver avec une part de CO₂ d'origine fossile de 55 % en moyenne. Le panache provient à 25 % de la combustion de gaz, 30 % de celle de pétrole, 20 % de la combustion de biomasse, le reste provenant principalement de la respiration biologique, des biocarburants et des décharges dans des proportions qui restent à ce jour inconnues, avec une incertitude moyenne d'environ 30 %. Ces travaux apportent les premiers résultats issus d'une approche atmosphérique sur les sources de CO₂ à Marseille ainsi que des méthodes et des enseignements utiles pour l'étude du CO₂ en milieu urbain.

Carbon dioxide (CO₂) is increasing in the atmosphere as a result of constant human activities. More than 70% of human emissions are emitted by urban and industrial areas. Current emission inventories are marred by large uncertainties. The study of CO₂ from atmospheric measurements allows an independent approach. In order to study the urban emissions of Marseille, this work relies on a CO₂ measurement network composed by i) a station of the ICOS-France network located at the Observatoire de Haute Provence 80 km north of Marseille, ii) a station in the heart of Marseille and iii) a station on the outskirts of Marseille, in a forest environment. The joint use of carbon isotope measurements, CO₂ timeseries and several activity tracers (carbon monoxide, volatile organic compounds...) allowed to better characterize the variability of CO₂. A method allowing to isolate the anthropic influence reaching a station was developed and an intensive measurement campaign was carried out in Marseille in January 2020. The CO₂ variability from the hemispheric to the local scale was assessed, and the inter-comparison of the stations allowed to isolate the urban CO₂ plume of Marseille. A strong influence of traffic and residential emissions was highlighted in Marseille in winter. The Marseille CO₂ plume was explained for 55% by fossil fuel emissions. The total plume come from 25% and 30% from gas and oil combustion, 20% from biomass combustion, the rest coming likely from respiration sources, biofuels, and landfill with unknown proportions. The mean uncertainties of the results are ~30%. This work brought the firsts results on assessing CO₂ sources in Marseille from atmospheric approaches, and it also provided some methods and useful lessons for future study of CO₂ in urban environment.

Lorène TOSINI**2023**

De l'étude des relations biodiversité-fonctionnement à la restauration écologique des écosystèmes méditerranéens contaminés en métaux et métalloïdes : quelles perspectives, quelles contraintes, quelles solutions ?

Thèse de doctorat d'Aix-Marseille Université, soutenue le 14 juin 2023.

Jury – Professeur Elena KAZAKOU (Institut Agro Montpellier, UMR CEFÉ), Docteur Freddy REY (Docteur INRAE, Université Grenoble Alpes, LESSEM), rapporteurs ; Docteur Isabelle COMBROUX (Université de Strasbourg, LIVE), Docteur Renaud JAUNATRE (Chercheur INRAE Université Grenoble Alpes, LESSEM), Docteur Thierry DUTOIT (Docteur CNRS, IMBE), examinateurs ; Professeur Isabelle LAFFONT-SCHWOB (Aix-Marseille Université, LPED), Docteur Hélène FOLZER (Aix-Marseille Université, IMBE), directrices de thèse ; Pascale PRUDENT (Aix-Marseille Université, LCE), Docteur Olivier FERREIRA (Chargé de mission Parc national des Calanques), membres invités.

Dans la zone méditerranéenne du Parc national des Calanques, soumise à une multi-contamination des sols en métaux et métalloïdes, cette thèse vise à évaluer 1) les effets de la multi-contamination sur les relations entre la biodiversité des communautés végétales de garrigue et le fonctionnement de l'écosystème dans le massif de Marseilleveyre, et 2) le succès de l'opération de restauration écologique menée sur le site de l'Escalette, ainsi que les effets combinés de la multi-contamination et de la sécheresse sur la dynamique de restauration écologique. Dans le massif de Marseilleveyre, l'effet positif global de la biodiversité des communautés de garrigue sur le fonctionnement de l'écosystème, médié par les communautés microbiennes, compense les effets négatifs de la multi-contamination. Trois ans après la restauration écologique du site de l'Escalette, une dynamique de résilience des communautés végétales natives s'est mise en place, même si la multi-contamination et la sécheresse contraignent fortement la dynamique végétale, ce qui limite l'efficacité de la phytostabilisation. Ces travaux enrichissent certains concepts en écologie de la restauration (définition des objectifs de restauration écologique, identification des écosystèmes de référence et de leurs attributs clés) afin de les adapter à la restauration écologique des écosystèmes méditerranéens contaminés en métaux et métalloïdes (sélection des assemblages de plantes, niveau d'intervention, critères d'évaluation).





Réalisation, fabrication :

Transfaire / *naturalia*
PUBLICATIONS

04250 Turriers

www.transfaire.com

www.naturalia-publications.com

Achévé d'imprimer : décembre 2023