ecologia mediterranea

Vol. 51 (2) – 2025

Revue internationale d'écologie méditerranéenne

International Journal of Mediterranean Ecology

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

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

Naturalia Publications

ecologia mediterranea

Revue internationale d'écologie méditerranéenne
International Journal of Mediterranean Ecology

Vol. 51 (2) – 2025

Sommaire/*Contents*

Évaluation des effets d'une opération expérimentale de débroussaillage alvéolaire sur la diversité et l'abondance de l'entomofaune du site de Lucerna, commune de Sermano (Haute-Corse)

Evaluation of the effects of an experimental alveolar clearing operation on the diversity and abundance of entomofauna at the Lucerna site, commune of Sermano (Haute-Corse)

Cyril Berquier, Christian Pietri, Christophe Panaïotis, Marie-Cécile Andrei-Ruiz 3

A new alien arrival to the Sicilian coast of the Ionian Sea: *Trachysalambria palaestinensis* (Steinitz, 1932)

Une nouvelle espèce allochtone sur la côte sicilienne de la mer Ionienne : Trachysalambria palaestinensis *(Steinitz, 1932)*

Francesco Tiralongo, Paola Leotta, Alessio Marrone, Alan Deidun 15

Does topographic humidity influence the distribution of the red-backed shrike (*Lanius collurio*, Linnaeus 1758) at its Mediterranean range limit? A comparison with the woodchat shrike (*Lanius senator*, Linnaeus 1758)

*L'humidité topographique influence-t-elle la répartition de la pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*, Linnaeus 1758) à la limite méditerranéenne de son aire de répartition ? Comparaison avec la pie-grièche à tête rousse (*Lanius senator*, Linnaeus 1758)*

Esteban Casaux, Jose Luis Tellería 21

« *Diagno-Decline* », nouvelle méthode pour objectiver le dépérissement du chêne-liège (*Quercus suber* L.) dans le bassin méditerranéen

*"Diagno-Decline", new method to objectify the decline of cork oak (*Quercus suber *L.) in the Mediterranean basin*

Lounis Youcef Khodja 31

Land of the Dayas and Atlas Pistachio (*Pistacia atlantica* Desf. subsp. *atlantica*): Between abiotic pressure and adaptability

Pays des Dayas et Pistachier de l'Atlas (Pistacia atlantica Desf. subsp. atlantica) : entre pression abiotique et adaptabilité

Yasmina Smaili, Safia Belhadj, Arezki Derridj 61

Hommage – Denise Bellan-Santini 77

Résumés de thèses – *Ph. D summaries*
L. Saby, C. Achard-Baccati, S. Coquin, S. Kubien, T. Legros, ... 79

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

Acknowledgments – Remerciements

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

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

***Editorial Board* – Comité éditorial**

Dr Pierre Chevaldonné, Cnrs, Marseille, France
Dr Marc Cheylan, Ephe, Montpellier, France
Dr Bruno Fady, Inrae, Avignon, France
Pr Thierry Gauquelin, Aix Marseille Université, Marseille, France
Dr Grant Wardell-Johnson, University of Western Australia, Australie
Dr Antoine Gazaix, Tour du Valat, Arles, France
Dr Raphaël Gros, Aix Marseille Université, Marseille, France
Dr Frédéric Guiter, Aix Marseille Université, Aix-en-Provence, France
Pr Serge Kreiter, SupAgro, Montpellier, France
Pr Frédéric Médail, Aix Marseille Université, Aix-en-Provence, France
Dr Tom Parker, San Francisco State University, États-Unis
Dr Philippe Ponel, Cnrs, Aix-en-Provence, France
Dr Roger Prodon, Ephe, Montpellier, France
Dr Sandra Saura-Mas, Autonomous University of Barcelona, Espagne
Dr Isabelle Schwob, Aix Marseille Université, Marseille, France
Dr Irene Teixidor-Toneu, IRD, Marseille, France
Dr Thekla K. Tsitsoni, Aristotle University of Thessaloniki, Grèce
Dr Errol Véla, Université de Montpellier, Montpellier, France
Dr Éric Vidal, IRD, Nouvelle-Calédonie
Dr Mercedes Vivas, Universidad of Concepción, Chili
Dr Ioannis Vogiatzakis, Open University of Cyprus, Chypre

© ecologia mediterranea
Fabrication : Transfaire, 04250 Turriers
Imprimé en Europe

Évaluation des effets d'une opération expérimentale de débroussaillage alvéolaire sur la diversité et l'abondance de l'entomofaune du site de Lucerna, commune de Sermano (Haute-Corse)

Evaluation of the effects of an experimental alveolar clearing operation on the diversity and abundance of entomofauna at the Lucerna site, commune of Sermano (Haute-Corse)

Cyril BERQUIER[1,*], Christian PIETRI[2], Christophe PANAÏOTIS[3], Marie-Cécile ANDREI-RUIZ[1]

1. Office de l'environnement de la Corse, Observatoire conservatoire des invertébrés de Corse, avenue Jean Nicoli, 20250 Corte.

2. Fédération départementale des chasseurs de la Haute-Corse, Résidence Nouvelle Corniche, rue du Lieutenant-colonel Pierre Chiarelli, 20600 Bastia.

3. Office de l'environnement de la Corse, service Biodiversité terrestre, avenue Jean Nicoli, 20250 Corte.

* Auteur correspondant : Cyril.Berquier@oec.fr

Received: 3 December, 2024; First decision: 6 January, 2025; Revised: 14 October, 2025; Accepted: 20 October, 2025

Résumé

*La Fédération des chasseurs de la Haute-Corse (FDCHC) a mis en œuvre, en novembre 2021, sur le site de Lucerna à Sermano, une opération de débroussaillage expérimentale à vocation environnementale et cynégétique à l'aide d'une nouvelle technique dite de « débroussaillage alvéolaire ». Cette méthode vise à favoriser, par la préservation d'îlots de végétation, le développement de structures végétales et paysagères hétérogènes favorables à la faune sauvage. Afin d'évaluer les effets de ces travaux sur la diversité et l'abondance de plusieurs groupes d'insectes entrant dans le régime alimentaire de la perdrix rouge (*Alectoris rufa Linnaeus, *1758), l'Observatoire conservatoire des invertébrés de Corse de l'Office de l'environnement de la Corse (OCIC-OEC) a mené une étude entomologique d'octobre 2021 à octobre 2024 sur le site de Lucerna. Dans ce cadre, deux zones distinctes et présentant une végétation similaire avant intervention ont été sélectionnées : une zone de travaux et une zone témoin. Une méthode d'échantillonnage basée sur une adaptation du protocole des « chronoventaires » a ensuite été mise en œuvre afin de récolter les données nécessaires aux analyses. Les résultats de ces échantillonnages tendent à confirmer les effets positifs des débroussaillages alvéolaires sur l'abondance et la diversité entomologique de la zone de travaux et donc sur les ressources alimentaires disponibles pour la perdrix rouge. Les effets positifs mis en évidence semblent également avoir perduré dans le temps tout au long des trois années suivies post-intervention. Les observations réalisées dans le cadre de ces travaux représentent un précieux retour d'expérience qui pourra notamment être valorisé par différents plans d'actions en faveur de la biodiversité insulaire et notamment de l'avifaune chassable.*

Mots-clés : expérimentation, débroussaillage alvéolaire, entomofaune, diversité, abondance, France, Corse.

Abstract

*The Hunters Federation of Haute-Corse (FDCHC) implemented, in November 2021, an experimental clearing operation for environmental and hunting purposes on the Lucerna site in Sermano using a new technique called "alveolar clearing". This method aims to promote, by preserving patches of vegetation, the development of heterogeneous plant and landscape structures conducive to wildlife. In order to assess the effects of this work on the diversity and abundance of several groups of insects included in the diet of the red-legged partridge (*Alectoris rufa Linnaeus, *1758), the Corsican Invertebrate Observatory of the Corsican Environmental Office (OCIC-OEC) conducted an entomological study from October 2021 to October 2024 on the Lucerna site. In this context, two distinct areas with similar vegetation before intervention were selected: a work area and a control area. A sampling method based on an adaptation of the "chronoventaires" protocol was then implemented in order to collect the data necessary for the analyses. The results of these samples tend to confirm the positive effects of alveolar clearing on the abundance and entomological diversity of the work area and therefore on the food resources available to the red-legged partridge. The positive effects highlighted also appear to have persisted over time across the three years of post-intervention monitoring. The observations made as part of this work represent valuable feedback which could be used in particular by various action plans in favour of island biodiversity and in particular huntable birds.*

Introduction

Depuis maintenant plusieurs décennies, on peut constater sur l'ensemble de l'île une progression importante de certaines formations végétales ligneuses et denses (ex : maquis, jeunes forêts) au détriment de formations plus ouvertes (ex : pelouses, prairies, maquis bas) (Gamisans, 2010 ; IGN, 2014 a et b ; Panaïotis *et al*., 2017). Ce phénomène est principalement lié à l'abandon des pratiques agropastorales traditionnelles d'entretien et de valorisation des milieux naturels (Gamisans, 2010 ; Delbosc, 2015 ; Panaïotis *et al*., 2017 ; Sirami & Martin, 2021, Vescovali, 2025), lui-même associé à la déprise agricole et à l'évolution socio-économique de l'île. Il s'est fortement accéléré au cours des dernières décennies. La fermeture des milieux est ainsi souvent identifiée comme l'une des principales causes de perte de biodiversité et d'habitats d'espèces en Corse (Celse *et al*., 2018 ; Berquier, 2021 ; Cornuel-Willermoz & Andrei-Ruiz, 2021 ; ODDC, 2021 ; Sirami & Martin, 2021). La rapidité et l'ampleur des changements entraînent aujourd'hui une homogénéisation paysagère et une réduction de la diversité des mosaïques écologiques. Cette évolution a également pour conséquence la simplification des vastes réseaux paysagers dits « agropastoraux » qui se sont développés en Corse au fil des siècles et dont la formation ainsi que le maintien reposaient largement sur la continuité de pratiques agricoles et pastorales peu intensives, telles que le pâturage extensif ou encore le débroussaillement régulier. Ces réseaux représentent d'importantes zones d'interfaces et de connectivité écologiques, constituant des refuges essentiels pour la biodiversité insulaire. Ils sont propices au développement d'une grande variété d'habitats et de ressources disponibles pour les espèces (ex : abris, plantes hôtes, plantes nourricières) (Stein *et al*., 2014 ; Tews *et al*., 2004).

En raison de leur grande diversité et de leur position au sein des chaînes trophiques, les insectes constituent un groupe particulièrement intéressant pour évaluer les effets des évolutions paysagères et végétales actuelles sur la faune sauvage (Lawton, 1983 ; Le Féon, 2010 ; Debras & Mouret, 2013 ; Seibold *et al*., 2019). Les travaux d'étude en rapport avec cette problématique manquent cependant aujourd'hui cruellement en Corse (Andrei-Ruiz, 1998 ; Pietri, 2010 ; Celse *et al*., 2018 ; Berquier, 2021 ; Cornuel-Willermoz & Andrei-Ruiz, 2021). Les principaux plans locaux d'actions en faveur des espèces menacées identifient en effet l'amélioration des connaissances dans ce domaine comme un enjeu essentiel pour la conservation de la biodiversité insulaire (Celse *et al*., 2018 ; Berquier, 2021 ; Cornuel-Willermoz & Andrei-Ruiz, 2021). Depuis quelques années, la Fédération des chasseurs de la Haute-Corse (FDCHC) met en œuvre en Corse des opérations de débroussaillage expérimental à vocation cynégétique et environnementale sur différents territoires d'associations communales de chasse. Certaines de ces opérations, réalisées grâce à l'appui financier de la Fédération régionale des chasseurs de Corse, de la Fédération nationale des chasseurs et de l'Office français de la biodiversité, ont notamment été effectuées à l'aide d'une technique expérimentale dite de « débroussaillage alvéolaire ». Par la préservation d'îlots de végétation, cette

Keywords: experimentation, alveolar clearing, entomofauna, diversity, abundance, France, Corsica.

méthode vise à favoriser le développement de structures végétales et paysagères hétérogènes propices à la biodiversité et à la faune sauvage. L'objectif principal poursuivi par les interventions menées est de favoriser le développement de ressources exploitables pour la faune chassable, et en particulier pour la perdrix rouge (*Alectoris rufa* Linnaeus). Parmi ces ressources figurent notamment les populations d'insectes entrant dans le régime alimentaire de cet oiseau (Magalhães *et al*., 2001). Afin d'évaluer les effets des travaux expérimentaux menés par la FDCHC sur l'entomofaune, l'Observatoire conservatoire des invertébrés de Corse de l'Office de l'environnement de la Corse (OCIC-OEC) réalise donc, depuis le mois d'octobre 2021, une étude entomologique visant à mesurer les effets de cette technique de gestion sur le site de Lucerna, commune de Sermano.

Matériel et méthode

Site d'étude

Le site d'étude se situe en Haute-Corse sur la commune de Sermano au lieu-dit Lucerna. Ce dernier a notamment été sélectionné dans le cadre de ces travaux parce qu'il présente un intérêt cynégétique relativement important pour la perdrix rouge, avec une végétation propice au développement de cette espèce, une bonne accessibilité (route et piste à proximité) et une configuration topographique (pentes limitées) adaptée à la mise en œuvre du type d'opération envisagé. Des activités d'élevage extensif sont également pratiquées sur cette partie de la commune, régulièrement fréquentée par des bovins en divagation et, plus ponctuellement, par un troupeau de chèvres (passage occasionnel d'animaux en transit). Ces pratiques, bien que d'intensité modérée, constituent un atout potentiel à prendre en compte dans la perspective de l'entretien à long terme des milieux. Une association de chasse affiliée à la FDCHC est aussi représentée sur ce territoire. Cette dernière s'est engagée à faciliter la réalisation des travaux (ex : médiation sur les aspects fonciers, surveillance des opérations).

Le site de Lucerna a fait l'objet d'une étude de végétation avant l'opération de débroussaillage alvéolaire. La méthode phytosociologique sigmatiste (Braun-Blanquet, 1964 et 1979) a été retenue et cinq relevés ont été réalisés dans les différents types de végétation rencontrés implantés sur d'anciennes terrasses agricoles (probablement céréalières). Ces types de végétation se caractérisent par différents stades de maquis dans la série dynamique du chêne vert de l'étage mésoméditerranéen (Delbosc, 2015) après un incendie en 1993 (série régressive du chêne vert). Ils correspondent notamment à des maquis à plusieurs strates de un à quatre mètres de hauteur avec un recouvrement total variant de 70 à 100 %. On y trouve quasi en constants le ciste de Montpellier (*Cistus monspeliensis* Linnaeus) avec du brachypode rameux (*Brachypodium retusum* Pers. P. Beauv.), qui témoignent du passage du feu.

Cette cistaie est plus au moins colonisée par des ligneux comme l'églantier (*Rosa canina* Linnaeus) ou le prunellier sauvage (*Prunus spinosa* Linnaeus) de deux à quatre mètres de haut, qui sont des espèces caractéristiques de cette reconquête végétale des anciennes terres ouvertes aux céréales abandonnées aujourd'hui dont les recouvrements varient entre 10 et 75 % selon le niveau de colonisation. Elles sont généralement accompagnées par des espèces lianoïdes comme la ronce (*Rubus ulmifolius* Schott) et le chèvrefeuille (*Lonicera implexa* Aiton) qui vont finir par disparaître avec l'augmentation du recouvrement des ligneux.

Dans le maquis le plus fermé, le chêne vert (*Quercus ilex* Linnaeus) apparaît dans la strate arbustive (de deux mètres de hauteur), accompagné du filaire à feuilles étroites (*Phillyrea angustifolia* Linnaeus). Il est également à noter la présence d'une pelouse subnitrophile à chiendent (*Cynodon dactylon* Linnaeus), associée à un site de repos des bovins, et implantée au sein de ces maquis entre des bosquets arbustifs.

Dans le cadre des travaux de débroussaillement alvéolaire, deux zones distinctes ont été traitées dans ces maquis de recolonisation présentant initialement une végétation fermée similaire (strates arbustives 10-30 % ; strates sous-arbustives 40- 60 % ; strates herbacées 10-20 % ; sol nu < 10 %) ont été sélectionnées au sein du site d'étude : une zone de travaux et une zone témoin (figure 1). La zone de travaux présente une superficie totale de 3 800 m^2 et a fait l'objet d'une opération de débroussaillage alvéolaire en novembre 2021. La zone témoin présente une superficie de 5 300 m^2 et n'a fait l'objet d'aucune intervention. Ces zones ont également été subdivisées en cinq sous-zones pour les besoins du protocole d'échantillonnage.

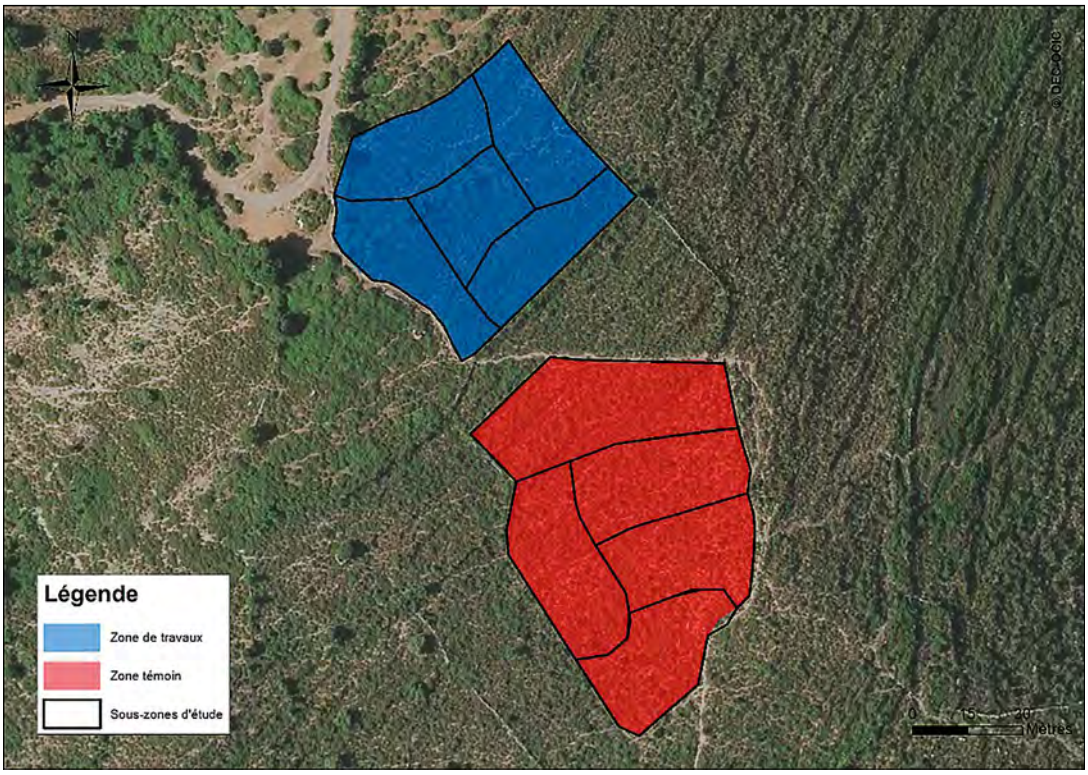


Figure 1 – Localisation de la zone de travaux et de la zone témoin ainsi que de leurs sous-divisions sur le site de Lucerna.

Figure 1 – Location of the work area and the control area, as well as their subdivisions on the Lucerna site.

Protocole de débroussaillage alvéolaire

Lors de l'opération de débroussaillage alvéolaire réalisée sur la zone de travaux, 70 % de la surface a été traitée par débroussaillage manuel ou par broyage mécanique (figure 2). Les déchets végétaux produits par le débroussaillage manuel ont majoritairement été évacués de la zone, tandis qu'ils ont été laissés sur place lors du recours au broyage mécanique. L'emploi du débroussaillage manuel a été privilégié sur le site d'étude en raison de sa topographie en terrasses. Sur 30 % de la surface de la zone de travaux, des îlots de végétation ont été conservés volontairement. Ils ont été répartis de manière homogène sur la zone et espacés de 5 à 10 mètres. Ces îlots sont constitués en priorité d'espèces végétales ligneuses (ex : oléacées, arbousiers, genévriers, lentisques, prunelliers) ayant un intérêt cynégétique comme la production de baies consommables par la faune sauvage, la constitution d'abris pour la nidification, ou encore de refuges contre les prédateurs. Deux types d'îlots différents ont été conservés. Le premier type se caractérise par une végétation ligneuse (arbrisseaux, arbustes, etc.) d'environ un mètre de hauteur présentant un indice de recouvrement de 60 à 90 % et une longueur de cinq à sept mètres pour une largeur d'au moins deux mètres. Au total, 50 à 100 de ces îlots de « type 1 » sont conservés par hectare aménagé. Le second type d'îlots se caractérise par une végétation ligneuse supérieure à deux mètres de hauteur présentant un indice de recouvrement d'au moins 60 % et une longueur de trois à cinq mètres pour une largeur d'au moins deux mètres. Au total, 6 à 12 îlots de « type 2 » ont été conservés par hectare aménagé.

Protocole d'échantillonnage

Une méthode d'échantillonnage basée sur une adaptation du protocole des « chrono-ventaires » (Dupont, 2014) a été mise en œuvre afin de récolter les données nécessaires aux analyses. Dans ce cadre, les imagos de plusieurs groupes d'insectes entrant dans le régime alimentaire de la perdrix rouge (Magalhães *et al*., 2001) ont été inventoriés, à savoir : les papillons de jour (Papilionoidea), les orthoptères (Orthoptera) et les coléoptères (Scarabaeoidea : hors Scarabeidae Onthophagini et Aphodiidae). Ces groupes

Figure 2 – Exemple d'une zone traitée par une opération de débroussaillage alvéolaire quelques semaines après intervention.

Figure 2 – Example of an area treated by an alveolar clearing operation a few weeks after the intervention.

présentent la particularité d'être aisément détectables et identifiables lors d'un parcours en marche lente dans les différents types d'habitats représentés dans la zone de travaux et la zone témoin.

Pour la mise en œuvre de cette étude, quatre périodes d'inventaire ont été retenues entre 2021 et 2024, correspondant à la fin du printemps (mi-mai), au début de l'été (mi-juin), à l'automne (septembre) et à la fin d'automne (mi-octobre). Ces dates ont été déterminées afin de permettre l'observation d'un large cortège d'espèces exploitables par la perdrix rouge (Magalhães *et al*., 2001 ; Braud & Sardet, 2006 ; Jiroux, 2020 ; Berquier, 2021). La session de fin d'automne (mi-octobre) a été intégrée spécifiquement afin de prendre en compte des relevés opportunistes réalisés en 2021, un mois avant l'opération de débroussaillage alvéolaire. Enfin, une certaine souplesse (de l'ordre de quelques jours) a été appliquée autour de ces périodes afin de maximiser les chances de bénéficier sur le terrain de conditions météorologiques favorables à l'observation de l'entomofaune, à savoir : températures relativement élevées, vent faible, absence de précipitations et nébulosité limitée (Langlois & Gilg, 2007).

Lors de chacune des quatre périodes d'inventaire, la zone de travaux et la zone témoin ont été parcourues par le même observateur au cours de cinq sessions successives de relevés d'une durée effective de cinq minutes (soit 25 minutes d'échantillonnage par période d'inventaire et par zone). Pendant ces sessions chronométrées, l'observateur parcourt à marche lente et constante (environ 1 m/s) un itinéraire défini librement au sein d'une des cinq sous-zones découpant ces territoires (figure 1). Ce dernier dresse alors une liste de toutes les espèces d'insectes observées à moins de 2,5 mètres de lui. En cas de doute sur une identification, un court temps (durée idéalement < une minute) peut éventuellement être dédié à des confirmations d'identification, à condition de suspendre temporairement le chronométrage en cours.

Analyse des données entomologiques

Les données d'inventaire collectées permettent de calculer trois indicateurs de suivi de l'entomofaune :

– la richesse spécifique : nombre total d'espèces observées ;

– un indice d'abondance : somme des observations de taxons réalisées. Cet indice proposé dans le cadre de ces travaux se base sur la prise en compte de la relation étroite entre abondance et détectabilité des taxons (Dupont, 2014) ;
– l'indice de diversité de Shannon : calcul à partir de la formule présentée ci-contre (figure 3). Il permet de mesurer la diversité d'un milieu en tenant compte de son hétérogénéité (Weaver, 1949).

Les trois indicateurs calculés lors des sessions de relevés après travaux sur la zone de travaux et la zone témoin ont ensuite été comparés à l'aide du logiciel XLSTAT 2020. Après vérification des effectifs et de la distribution des données, des tests bilatéraux non paramétriques adaptés aux échantillons appariés ont été réalisés : test du signe et test de Wilcoxon des rangs signés (seuil de signification retenu : $\alpha = 0{,}05$).

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \log_2 p_i$$

Figure 3 – Formule de calcul de l'indice de diversité de Shannon.
H' : indice de diversité de Shannon ; p_i = proportion d'une espèce *i* par rapport au nombre total d'individus (N) dans le milieu d'étude, calculée ainsi : $p_i = n_i/N$; n_i = nombre d'individus dénombrés pour l'espèce *i* ; N = nombre total d'individus dénombrés, toutes espèces confondues ; S = nombre total (cardinal) d'espèces présentes.

Figure 3 – Formula for calculating the Shannon diversity index.
H': Shannon diversity index; p_i = proportion of species i relative to the total number of individuals (N) in the study area, calculated as: $p_i = n_i/N$; n_i = number of individuals counted for species i; N = total number of individuals counted, all species combined; S = total (cardinal) number of species present.

Résultats

Depuis la réalisation des travaux, 54 espèces ont été observées sur les deux zones étudiées, dont 51 espèces dans la zone de travaux (Z1) et 38 dans la zone témoin (Z2) (tableau 1). Au total, 12 espèces peuvent être considérées comme abondantes car présentes dans plus de 25 % des relevés de la zone de travaux : *Omocestus rufipes* (Zetterstedt, 1821), *Chorthippus brunneus* (Thunberg, 1815), *Lasiomma taparamegaera* (Hübner, 1824), *Coenonympha corinna* (Hübner, 1804), *Oedipoda caerulescens* (Linnaeus, 1758), *Colias crocea* (Geoffroy in Fourcroy, 1785), *Calliptamus barbarus* (O.G. Costa, 1836), *Polyommatus icarus* (Rottemburg, 1775), *Aiolopus strepens* (Latreille, 1804), *Pieris rapae* (Linnaeus, 1758), *Coenonympha pamphilus* (Linnaeus, 1758) et *Maniola jurtina* (Linnaeus, 1758).

Dans la zone témoin, six espèces peuvent être considérées comme abondantes car présentes dans plus de 25 % des relevés : *Chorthippus brunneus*, *Omocestus rufipes*, *Polyommatus icarus*, *Lasiommata paramegaera*, *Coenonympha corinna*, *Calliptamus barbarus*.

La richesse spécifique ainsi que les indices d'abondance et de diversité de Shannon mesurés un mois avant les travaux de débroussaillage de 2021 présentent des valeurs très proches entre la zone de travaux et la zone témoin (tableau 2). Au cours des trois années suivantes, ces valeurs progressent de manière importante sur la zone de travaux (Z1) et dans une moindre mesure également sur la zone témoin (Z2). Les trois indicateurs mesurés présentent toujours des valeurs moyennes nettement plus importantes sur la zone de travaux que sur la zone témoin entre 2022 et 2024 (tableaux 2, 3 et 4 ; figures 3, 4 et 5). Les courbes de tendances calculées à partir de ces indicateurs peuvent être considérées comme peu pentues, témoignant ainsi de la relative stabilité des valeurs mesurées au cours de cette même période (figures 3, 4 et 5).

Discussion

Les deux zones étudiées semblent présenter un peuplement et une diversité d'espèces représentatifs des milieux de fruticées et des terrains agropastoraux que l'on peut rencontrer à l'étage méso-méditerranéen dans la microrégion du Boziu (base de données GAIA, 2023). Parmi les nombreux taxons observés (tableau 1), la majorité sont très communs et largement répartis en Corse. Il convient toutefois de relever que deux

Tableau 1 – Liste des espèces et nombre de détections dans la zone de travaux (Z1) et la zone témoin (Z2).

Table 1 – List of species and number of detections in the work area (Z1) and the control area (Z2).

Ordres	Famille	Taxons	Z1 2022	Z1 2023	Z1 2024	Z2 2022	Z2 2023	Z2 2024	Total obs
Orthoptera	Acrididae	*Chorthippus brunneus* (Thunberg, 1815)	16	18	19	12	15	12	92
Orthoptera	Acrididae	*Omocestu srufipes* (Zetterstedt, 1821)	19	18	18	12	14	8	89
Lepidoptera	Nymphalidae	*Lasiommataparamegaera* (Hübner, 1824)	11	18	11	6	12	6	64
Lepidoptera	Nymphalidae	*Coenonymphacorinna* (Hübner, 1804)	8	9	13	6	7	7	50
Lepidoptera	Lycaenidae	*Polyomma tusicarus* (Rottemburg, 1775)	7	10	6	13	10	2	48
Orthoptera	Acrididae	*Calliptamusbarbarus* (O.G. Costa, 1836)	10	8	5	6	6	6	41
Lepidoptera	Pieridae	*Colia scrocea* (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	8	10	6	7	3	4	38
Orthoptera	Acrididae	*Oedipoda caerulescens* (Linnaeus, 1758)	9	6	11	5	1	5	37
Orthoptera	Acrididae	*Aiolopus strepens* (Latreille, 1804)	9	6	4	3	3	0	25
Lepidoptera	Nymphalidae	*Maniolajurtina* (Linnaeus, 1758)	1	6	8	1	0	5	21
Lepidoptera	Pieridae	*Pieris rapae* (Linnaeus, 1758)	9	5	4	1	1	1	21
Lepidoptera	Nymphalidae	*Coenonympha pamphilus* (Linnaeus, 1758)	7	4	4	2	1	1	19
Orthoptera	Acrididae	*Anacridium aegyptium* (Linnaeus, 1764)	2	2	1	2	0	4	11
Lepidoptera	Pieridae	*Leptidea sinapis* (Linnaeus, 1758)	2	0	2	4	0	3	11
Lepidoptera	Lycaenidae	*Celastrina argiolus* (Linnaeus, 1758)	0	4	3	0	1	2	10
Coleoptera	Scarabaeidae	*Cetoniaaurata* (Linnaeus, 1758)	0	2	4	3	1	0	10
Lepidoptera	Lycaenidae	*Aricia agestis* (Denis & Schiffermüller, 1775)	5	0	3	0	0	1	9
Coleoptera	Scarabaeidae	*Oxythyrea funesta* (Poda, 1761)	2	1	3	2	1	0	9
Coleoptera	Scarabaeidae	*Scarabaeus laticollis* Linnaeus, 1767	2	5	2	0	0	0	9
Lepidoptera	Nymphalidae	*Charax sjasius* (Linnaeus, 1767)	1	1	0	2	3	1	8
Lepidoptera	Nymphalidae	*Hipparchia aristaeus* (Bonelli, 1826)	2	2	3	1	0	0	8
Coleoptera	Scarabaeidae	*Netocia morio* (Fabricius, 1781)	1	2	1	0	1	3	8
Orthoptera	Acrididae	*Pezotettix giornae* (Rossi, 1794)	2	1	1	1	3	0	8
Lepidoptera	Lycaenidae	*Lycaena phlaeas* (Linnaeus, 1760)	5	2	0	0	0	0	7
Orthoptera	Tettigoniidae	*Phaneroptera nana*Fieber, 1853	0	1	3	0	0	3	7
Coleoptera	Scarabaeidae	*Gymnopleurus sturmii* (MacLeay, 1821)	0	4	1	0	1	0	6
Coleoptera	Scarabaeidae	*Sisyphus schaefferi* (Linnaeus, 1758)	1	2	1	0	2	0	6
Lepidoptera	Papilionidae	*Iphiclides podalirius* (Linnaeus, 1758)	2	2	0	1	0	0	5
Orthoptera	Acrididae	*Oedaleus decorus* (Germar, 1825)	3	0	0	2	0	0	5
Lepidoptera	Nymphalidae	*Pyronia cecilia* (Vallantin, 1894)	0	3	0	0	2	0	5
Lepidoptera	Nymphalidae	*Pyronia tithonus* (Linnaeus, 1767)	2	0	2	1	0	0	5
Lepidoptera	Lycaenidae	*Leptotes pirithous* (Linnaeus, 1767)	1	0	2	0	0	0	3
Coleoptera	Scarabaeidae	*Netocia cuprea* (Fabricius, 1775)	1	0	0	1	1	0	3
Orthoptera	Tettigoniidae	*Rhacocleis germanica* (Herrich-Schäffer, 1840)	0	0	1	0	1	1	3
Coleoptera	Scarabaeidae	*Tropinota squalida* (Scopoli, 1763)	1	0	1	0	1	0	3
Lepidoptera	Nymphalidae	*Brintes iacirce* (Fabricius, 1775)	1	1	0	0	0	0	2
Orthoptera	Acrididae	*Dociostaurus jagoi* Soltani, 1978	1	0	0	1	0	0	2
Orthoptera	Acrididae	*Dociostaurus maroccanus* (Thunberg, 1815)	0	0	1	0	0	1	2
Lepidoptera	Nymphalidae	*Issoria lathonia* (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	1	0	2
Orthoptera	Acrididae	*Sphingonotus corsicus* Chopard, 1923	2	0	0	0	0	0	2
Orthoptera	Tettigoniidae	*Yersinella raymondi* (Yersin, 1860)	1	0	1	0	0	0	2
Lepidoptera	Nymphalidae	*Vanessa cardui* (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	2	2
Lepidoptera	Nymphalidae	*Argynnis pandora* (Denis & Schiffermüller, 1775)	0	1	0	0	0	0	1
Lepidoptera	Nymphalidae	*Argynnis paphia* (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	0	1
Coleoptera	Scarabaeidae	*Eupotosia affinis* (Andersch, 1797)	0	1	0	0	0	0	1
Orthoptera	Acrididae	*Eyprepocnemis plorans* (Charpentier, 1825)	0	1	0	0	0	0	1
Lepidoptera	Nymphalidae	*Limenitis reducta* Staudinger, 1901	0	0	0	0	1	0	1
Lepidoptera	Nymphalidae	*Pararge aegeria* (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	0	1
Lepidoptera	Lycaenidae	*Phengaris arion* (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	0	0	1
Lepidoptera	Lycaenidae	*Plebejus bellieri* (Oberthür, 1910)	0	1	0	0	0	0	1
Lepidoptera	Pieridae	*Pontia daplidice* (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	0	1
Lepidoptera	Hesperiidae	*Spialia therapne* (Rambur, 1832)	0	0	1	0	0	0	1
Coleoptera	Scarabaeidae	*Tropinota hirta* (Poda, 1761)	0	1	0	0	0	0	1
Lepidoptera	Nymphalidae	*Vanessa atalanta* (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	1	1

Tableau 2 – Valeur des trois indicateurs mesurés avant travaux, à la fin d'automne (mi-octobre) 2021 sur la zone de travaux (Z1) et la zone témoin (Z2). R.S : Richesse spécifique ; Ind. Abd. : Indice d'abondance ; Ind. Shan. : Indice de Shannon.

Table 2 – Value of the three indicators measured before work, in late autumn (mid-October) 2021 in the treatment area (Z1) and the control area (Z2). R.S: Species richness; Ind. Abd.: Abundance index; Ind. Shan.: Shannon index.

Période	R.S Z1	R.S Z2	Ind. Abd Z1	Ind. Abd Z2	Ind. Shan. Z1	Ind. Shan. Z2
15/10/2021 (t -1 mois)	7	7	16	13	2,52	2,62

Tableau 3 – Statistiques descriptives pour les trois indicateurs mesurés sur les 12 dates de relevés après travaux sur la zone de travaux (Z1) et la zone témoin (Z2). R.S : Richesse spécifique ; Ind. Abd. : Indice d'abondance ; Ind. Shan. : Indice de Shannon.

Table 3 – Descriptive statistics for the trois indicators measured over the 12 post-work survey dates in the treatment area (Z1) and the control area (Z2). R.S: Species richness; Ind. Abd.: Abundance index; Ind. Shan.: Shannon index.

Indicateurs	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart-type
R.S Z1	12,000	22,000	17,250	2,768
R.S Z2	8,000	12,000	10,917	1,379
Ind. Abd _Z1	31,000	50,000	38,583	6,762
Ind. Abd _Z2	10,000	26,000	21,833	4,569
Ind. Shan. Z1	3,352	4,252	3,851	0,248
Ind. Shan. Z2	2,922	3,391	3,225	0,163

Tableau 4 – Résultats des tests bilatéraux du signe et de Wilcoxon des rangs signés pour les trois indicateurs calculés lors des sessions de relevés après travaux. R.S : Richesse spécifique ; Ind. Abd. : Indice d'abondance ; Ind. Shan. : Indice de Shannon.

Table 4 – Results of bilateral sign tests and Wilcoxon signed-rank tests for the trois indicators calculated during the post-work survey sessions. R.S: Species richness; Ind. Abd.: Abundance index; Ind. Shan.: Shannon index.

Indicateurs	R.S		Ind. Abd		Ind. Shan.	
Tests du signe	p-value < 0,001	α = 0,05	p-value < 0,001	α = 0,05	p-value < 0,001	α = 0,05
Tests de Wilcoxon	p-value < 0,001	α = 0,05	p-value < 0,001	α = 0,05	p-value < 0,001	α = 0,05

papillons à forte valeur patrimoniale, classés prioritaires dans le cadre du Plan territorial d'actions (PTA) en faveur des papillons de jour de Corse (Berquier, 2021) ont été observés sur la zone de travaux en 2024. Il s'agit de *Phengaris arion* (Linnaeus, 1758) et de *Spialia therapne* (Rambur, 1832), détectés chacun une seule fois (un seul imago en vol). Seul *Spialia therapne* semble réellement susceptible de se reproduire sur la zone, compte tenu de la présence confirmée de l'une de ses principales plantes-hôtes (*Sanguisorba minor* Scop, 1771). En revanche, concernant *Phengaris arion*, sa seule plante-hôte connue en Corse (*Origanum vulgare* Linnaeus, 1758) n'est pas présente sur ce site. Une station de cette espèce est toutefois connue à quelques kilomètres de là. L'imago observé provient vraisemblablement de cette station et a profité de l'ouverture du milieu pour visiter le secteur étudié.

La comparaison des trois indicateurs mesurés sur les deux zones étudiées, avant et après travaux, met en évidence une progression nettement plus importante de ces derniers sur la zone traitée que sur la zone non traitée (figures 3 et 4). Cette évolution positive semble s'amorcer immédiatement après la réalisation des travaux (comme observé dès le printemps suivant) et perdurer tout au long des trois années de suivi (2022-2024). Ces résultats tendent à confirmer les effets positifs

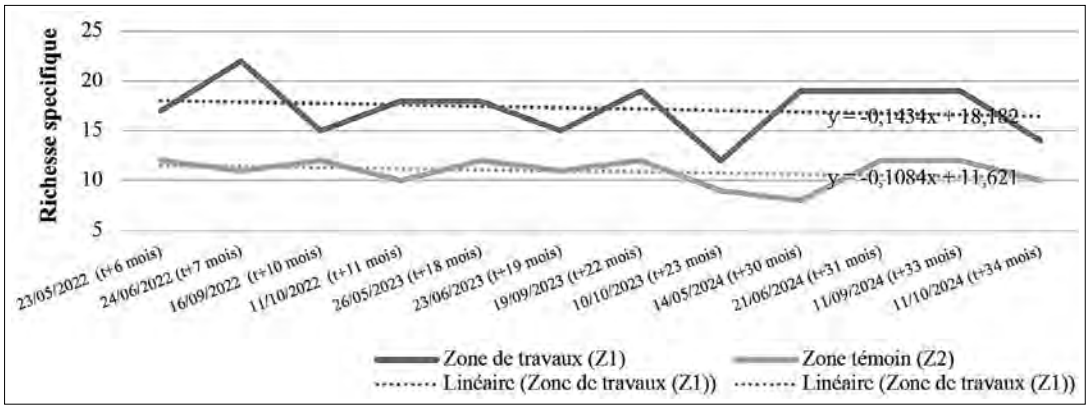


Figure 3 – Variation de la richesse spécifique sur la zone de travaux (Z1) et la zone témoin (Z2) après intervention. Linéaire : courbe de tendance calculé par le logiciel Excel (Microsoft 365) selon un modèle de régression linéaire ; y : équation de la courbe de tendance.

Figure 3 – Variation in the specific richness (number of taxon observations) in the treatment area (Z1) and the control area (Z2). Linear: trendline calculated in Excel (Microsoft 365) using a linear regression model; y: trendline equation.

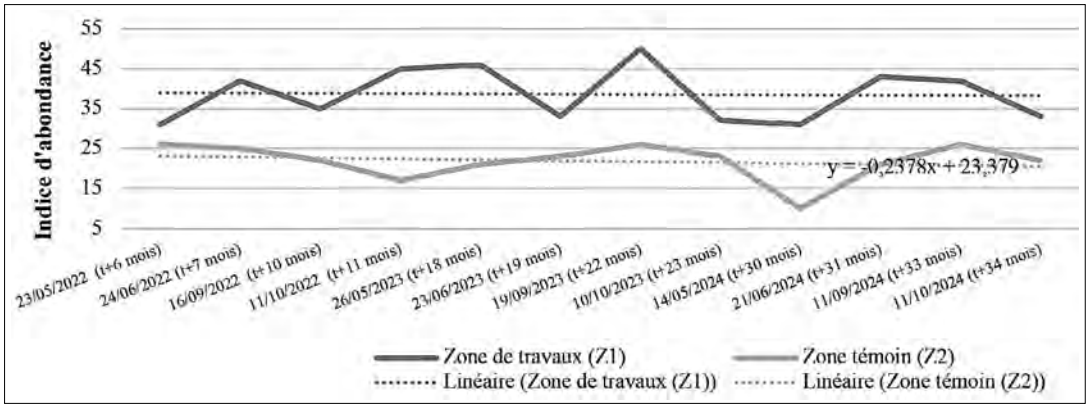


Figure 4 – Variation de l'indice d'abondance (nombre d'observations de taxon) sur la zone de travaux (Z1) et la zone témoin (Z2) après intervention. Linéaire : courbe de tendance calculé par le logiciel Excel (Microsoft 365) selon un modèle de régression linéaire ; y : équation de la courbe de tendance.

Figure 4 – Variation in the abundance index (number of taxon observations) in the treatment area (Z1) and the control area (Z2) after intervention. Linear: trendline calculated in Excel (Microsoft 365) using a linear regression model; y: trendline equation.

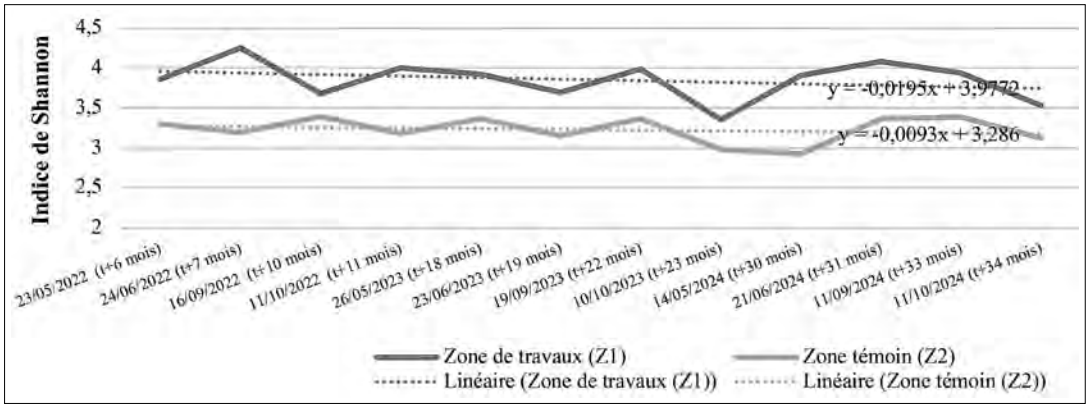


Figure 5 – Variation de l'indice de diversité de Shannon sur la zone de travaux et la zone témoin après intervention. Linéaire : courbe de tendance calculé par le logiciel Excel (Microsoft 365) selon un modèle de régression linéaire ; y : équation de la courbe de tendance.

Figure 5 – Variation in the Shannon diversity index in the treatment area (Z1) and the control area (Z2) after intervention. Linear: trendline calculated in Excel (Microsoft 365) using a linear regression model; y: trendline equation.

du débroussaillage alvéolaire sur la richesse spécifique, l'abondance et la diversité des principaux groupes d'insectes entrant dans le régime alimentaire de la perdrix rouge (Magalhães *et al*., 2001). Par conséquent, ils suggèrent logiquement une probable augmentation des ressources alimentaires disponibles pour cette espèce, au moins à court et moyen termes. Afin de consolider ces observations, il pourrait être pertinent de recourir à des méthodes complémentaires de quantification de la biomasse, reposant notamment sur le piégeage ciblé de certains groupes (par exemple à l'aide de pièges d'interception). Il peut être regretté qu'une seule session d'échantillonnage tardive (en octobre 2021) ait pu être préalablement organisée avant la mise en œuvre des travaux de débroussaillage alvéolaire. De manière plus générale, la multiplication des sessions d'échantillonnage aurait permis de renforcer la mise en évidence des effets positifs observés sur les différents groupes d'insectes étudiés. Enfin, il apparaît également pertinent de recommander la poursuite de ces suivis au cours des prochaines années afin d'évaluer la durée de l'effet positif du débroussaillage alvéolaire sur la communauté des insectes étudiés et de préciser son intérêt pour la gestion des habitats favorables à la perdrix rouge.

Conclusion

Les travaux d'étude réalisés par l'Observatoire conservatoire des invertébrés de Corse tendent bien à confirmer les effets positifs de la méthode de débroussaillage alvéolaire pratiquée par la Fédération départementale des chasseurs de Haute-Corse sur la richesse spécifique, l'abondance et la diversité entomologique du site de Lucerna. La nette progression des trois indicateurs mesurés laisse logiquement suggérer une augmentation des ressources alimentaires disponibles pour la perdrix rouge dans la zone de travaux par rapport à la zone témoin non traitée. Les effets positifs mis en évidence semblent avoir perduré dans le temps tout au long des trois années de suivi, entre 2022 et 2024. Il paraît également important de préciser que les premières tendances révélées par ces travaux d'inventaire pourraient être confirmées et précisées par leur éventuelle poursuite au cours des années à venir. Toutefois, les résultats obtenus représentent déjà aujourd'hui un précieux retour d'expérience, susceptible d'être valorisé dans le cadre des différents plans d'actions en faveur de la biodiversité insulaire et de la faune sauvage. Enfin, des méthodes de piégeage couplées à des évaluations de biomasse pourraient être mises en œuvre sur certains groupes taxonomiques afin d'affiner les résultats obtenus concernant les ressources alimentaires disponibles pour la perdrix rouge.

Bibliographie

Andrei-Ruiz, M-C. (1998). Stratification verticale et diversité des peuplements d'insectes des végétations sclérophylles méditerranéennes – réserve de la biosphère du Fangu (Haute-Corse). Thèse de doctorat, Université de Corse, 158 p.

Berquier, C. (2021). Plan territorial d'actions en faveur des papillons de jour. Corse : 2021-2030. Rapport, Office de l'environnement de la Corse, 69 p.

Braud, Y. & Sardet, E. (2006). Catalogue des Orthoptéroïdes de Corse : seconde actualisation (Orthoptères, Mantoptères, Blattoptères, Dermaptères et Phasmoptères). *Matériaux orthoptériques et entomocénotiques*, 11, 97-111.

Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde* (3e éd.). Springer, Berlin, XIV + 865 p.

Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociologia* (révisé par O. Bolòs). Blume, Barcelona, 835 p.

Celse, J., Catard, A., Caron, S., Ballouard, J-M., Cheylan, M., Bosc, V. & Roux, A. (2018). Plan national d'actions Tortue d'Hermann 2018-2027. Rapport, Conservatoire d'espaces naturels de Provence-Alpes-Côte d'Azur, 456 p.

Cornuel-Willermoz, A. & Andrei-Ruiz, M-C. (2021). Plan territorial d'actions en faveur des pollinisateurs sauvages et de l'abeille mellifère. Corse : 2021-2030. Rapport, Office de l'environnement de la Corse, 43 p.

Debras, J-F. & Mouret, H. (2013). Biodiversité végétale et richesse en arthropodes. *In*: Calatayud P.-A., Marion-Poll F., Sauvion N. & Thiéry D. (dir.), *Interactions insectes-plantes*. IRD/Éditions Quæ, Marseille, 197-215.

Delbosc, P. (2015). Phytosociologie dynamico-caténale des végétations de la Corse : méthodologies typologique et cartographique. Thèse de doctorat, Université de Bretagne-Occidentale, Brest, 848 p.

Dupont, P. (2014). Le chronoventaire : un protocole d'acquisition de données pour l'étude des communautés de Rhopalocères et Zygènes (version 1). Rapport, MNHN, Paris & Service du patrimoine naturel, 59 p.

Gamisans, J. (2010). *Le paysage végétal de la Corse*. Albiana, Ajaccio, 348 p.

IGN (2014a). Résultats d'inventaire forestier. Résultats standards : Résultats – Corse du Sud (campagnes d'inventaire 2009-2013). Rapport, IGN, 43 p.

IGN (2014b). Résultats d'inventaire forestier. Résultats standards : Résultats – Haute-Corse (campagnes d'inventaire 2009-2013). Rapport, IGN, 43 p.

Jiroux, E. (dir.) (2020). *Faune des coléoptères de Corse. Lucanidae, Trogidae, Geotrupidae, Hybosoridae, Chironidae, Aphodiidae, Scarabaeidae*. Tome 2. Conflans-Sainte-Honorine, Magellanes, 206 p.

Langlois, D. & Gilg, O. (2007). Méthode de suivi des milieux ouverts par les Rhopalocères dans les Réserves naturelles de France : révision du protocole 2002 de David Demerges et Philippe Bachelard. Rapport, Réserves naturelles de France, 34 p.

Lawton, J.H. (1983). Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annu. Rev. Entomol.*, 28(1), 23-39.

Le Féon, V. (2010). Insectes pollinisateurs dans les paysages agricoles : approche pluri-échelle du rôle des habitats semi-naturels, des pratiques agricoles et des cultures entomophiles. Thèse de doctorat, Université Rennes 1, 251 p.

Magalhães, M.C., Tavares, P. & Fontoura, A.P. (2001). Morphometric characters and diet of hunted red-legged partridges (*Alectoris rufa*) in Portugal. *Game Wildl. Sci.*, 18(3), 495-505.

Observatoire du développement durable de Corse (2021). Profil environnemental de la Corse 2020. Rapport, DREAL Corse & Office de l'environnement de la Corse, 252 p.

Panaïotis, C., Barthet, T., Vallauri, D., Hugot, L., Gauberville, C., Reymann, J., O'Deye-Guizien, K. & Delbosc, P. (2017). Carte d'état-major de la Corse (1864-1866). Occupation du sol et première analyse des forêts anciennes. *Ecol. Mediterr.*, 43(1), 49-64.

Pietri, C. (2010). Orientations régionales Corse de gestion et de conservation de la faune sauvage et de ses habitats (ORGFH – Corse). Rapport, Office de l'environnement de la Corse, 189 p.

Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D. & Linsenmair, K.E. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, 574(7780), 671-674.

Sirami, C. & Martin, J-L. (2021). Déprise agricole et biodiversité – le cas des paysages méditerranéens. *In*: *Journées scientifiques du Parc national des Pyrénées : les prairies naturelles, un espace aux multiples enjeux*. Rapport, Parc national des Pyrénées, 5 p.

Stein, A., Gerstner, K. & Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecol. Lett.*, 17(7), 866-880.

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M. & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.*, 31(1), 79-92.

Vescovali C. (2025). Activité pastorale et forêt. *In*: Gauberville C., Bioret F. & Panaïotis C. (dir.), *U làriciu. Sentinelle des forêts de Corse*. Éditions Albiana, Ajaccio, 172 p.

Weaver, W. (1949). The mathematics of communication. *Sci. Am.*, 181(1), 11-15.

A new alien arrival to the Sicilian coast of the Ionian Sea: *Trachysalambria palaestinensis* (Steinitz, 1932)

Une nouvelle espèce allochtone sur la côte sicilienne de la mer Ionienne : Trachysalambria palaestinensis (Steinitz, 1932)

Francesco TIRALONGO[1,2,3*], Paola LEOTTA[2], Alessio MARRONE[4], Alan DEIDUN[4]

1. Department of Biological, Geological, and Environmental Sciences, University of Catania, Catania, Italy.

2. Ente Fauna Marina Mediterranean, Scientific Organization for Research and Conservation of Marine Biodiversity, Avola, Italy.

3. National Research Council, Institute of Marine Biological Resources and Biotechnologies, Messina, Italy.

4. Department of Geosciences, Faculty of Science, University of Malta, Msida, Malta.

*Corresponding author: francesco.tiralongo@unict.it

Received: 14 October 2025; First decision: 18 December 2025; Revised: 19 December 2025; Accepted: 31 December 2025

Abstract

Trachysalambria palaestinensis*, a penaeid shrimp native to the Red Sea, Gulf of Oman, and Persian Gulf, has recently expanded its distribution within the Mediterranean Sea as part of the ongoing Lessepsian migration process. Here we provide the first confirmed records of this species from the Ionian sector of Sicily, representing not only the first evidence for the Sicilian Ionian coast, but also the first documented occurrence in the Ionian Sea at large. The species was recorded on four separate occasions between 2021 and 2025 from trammel net fisheries targeting cuttlefish* (Sepia officinalis)*. Morphological analysis confirmed species identification. Specimens were deposited in the scientific collection of the Ente Fauna Marina Mediterranea located in Avola, Italy. These findings draw further attention to the growing number of Indo-Pacific crustaceans colonizing Mediterranean ecosystems. We discuss the biogeographical significance of this record, the possible ecological implications for native assemblages and fisheries, and the need for long-term monitoring.*

Keywords: Penaeid shrimp, Mediterranean Sea, Red Sea, Lessepsian migration, fisheries, citizen science.

Résumé

Trachysalambria palaestinensis*, une crevette penaeide originaire de la mer Rouge, du golfe d'Oman et du golfe Persique, a récemment étendu sa distribution en mer Méditerranée dans le cadre du processus migratoire lessepsien en cours. Nous présentons ici les premiers signalements confirmés de cette espèce dans le secteur ionien de la Sicile, représentant non seulement la première preuve pour la côte ionienne sicilienne, mais aussi la première occurrence documentée dans l'ensemble de la mer Ionienne. L'espèce a été observée à quatre reprises entre 2021 et 2025 dans les pêcheries utilisant des filets trémails ciblant la seiche* (Sepia officinalis)*. L'analyse morphologique a permis de confirmer l'identification de l'espèce. Les spécimens ont été déposés dans la collection scientifique de l'Ente Fauna Marina Mediterranea, située à Avola. Ces résultats attirent une fois de plus l'attention sur le nombre croissant de crustacés indo-pacifiques colonisant les écosystèmes méditerranéens. Nous discutons de la signification biogéographique de cette observation, des implications écologiques potentielles pour les communautés et les pêcheries locales, ainsi que de la nécessité d'un suivi à long terme.*

Mots-clés : crevette penaeide, mer Méditerranée, mer Rouge, migration lessepsienne, pêcheries, science citoyenne.

Introduction

The Mediterranean Sea is one of the most heavily invaded marine regions in the world, hosting more than 1,000 alien species introduced through multiple pathways (Galil, 2008; Zenetos *et al*., 2010). Among these, the opening of the Suez Canal in 1869 has provided a direct corridor for Indo-Pacific species, initiating what is now termed the Lessepsian migration (Galil, 1997). Decapod crustaceans are among the most conspicuous newcomers, often rapidly establishing viable populations thanks to high dispersal abilities, opportunistic feeding strategies, and tolerance to varying environmental conditions (Galil *et al*., 2002; Tiralongo *et al*., 2024).

Within this framework, alien decapods represent a group of particular concern, not only from an ecological perspective but also because of their potential socio-economic implications. Several species of Atlantic and Indo-Pacific origin, such as *Callinectes sapidus*, *Penaeus aztecus*, *Portunus segnis* and *Trachysalambria palaestinensis*, are already integrated within fisheries catches in parts of the Mediterranean, sometimes supporting new commercial opportunities, while in other cases competing with or displacing native species (Kampouris *et al*., 2019; Shaiek *et al*., 2021; Marchessaux *et al*., 2023; Azzurro *et al*., 2024; Spinelli *et al*., 2024; Deval and Deniz, 2025). In this context, Italy represents one of the Mediterranean countries most affected by marine bioinvasions, with a large number of alien taxa recorded along its coasts (Occhipinti-Ambrogi *et al*., 2011; Servello *et al*., 2019).

Trachysalambria palaestinensis is a penaeid shrimp native to the Red Sea, Gulf of Oman, and Persian Gulf, introduced into the Mediterranean Sea through the Suez Canal (Zaouali, 1993; Galil *et al*., 2002). This penaeid shrimp typically inhabits shallow sandy and muddy bottoms, where it is typically found at depths ranging from 5 to 65 meters. However, it can also occur at greater depths (Galil *et al*., 2002). It is often active during the night and known to migrate into shallower lagoons or nearshore waters during juvenile stages (Shaiek *et al*., 2021). First recorded in the Mediterranean within the Levantine Sea in the early 20th century, it has since established populations along the coasts of Israel, Lebanon, Syria, and southern Turkey (Galil *et al*., 2002; Zenetos *et al*., 2010). In these areas, particularly along the Syrian and Lebanese coasts, the species is considered abundant and regularly features in coastal trawl and artisanal fisheries catches (Zenetos *et al*., 2010; Shaiek *et al*., 2021). Its westward expansion has been confirmed by sporadic findings in Malta, the Gulf of Gabès (Tunisia), and southeastern Sicily (Insacco *et al*., 2017; Shaiek *et al*., 2021; Ragkousis *et al*., 2023). The latter record is still, to date, the only documented one of *T. palaestinensis* from Italian waters, dating back to September 2016, when the species was caught off Marina di Ragusa and off Donnalucata, along the shores of the Strait of Sicily (Insacco *et al*., 2017), and also in 2021 when a total of 23 specimens were observed in the fish market of the nearby city of Scoglitti (Ragkousis *et al*., 2023). Our current study provides the first confirmed report of the species from the Ionian Sea sector, specifically from Sicilian Ionian waters, thereby expanding the species' known range within the central Mediterranean.

Materials and methods

specimens of *T. palaestinensis* were obtained as bycatch from local artisanal fishers operating trammel nets primarily targeting cuttlefish (*Sepia officinalis*). The records derive from the coastal area off Marzamemi (Southeastern Sicily, Ionian Sea), from an area enclosed within the coordinates 36.76664N, 15.12444E and 36.71035N, 15.13338E (Figure 1). Fishing operations were conducted at depths of 15-32m on heterogeneous sandy and rocky bottoms. Sampling dates included 7th April 2021, 4th February 2025, 4th May 2025, and 11st October 2025. In each case, a single individual was retrieved. The three individuals collected in 2025 were preserved in 90% ethanol and deposited in the reference collection of the Ente Fauna Marina Mediterranea located in Avola, Italy (A and C in Figure 2). Morphological identification followed the diagnostic criteria outlined by Chan *et al*. (2016), including: reddish body colouration with distinct dark transverse bands, grooved carapace, and a strongly curved rostrum with 7-8 dorsal teeth. Photographs of the live colouration were taken prior to preservation (Figure 2). Carapace length (CL) was measured from the posterior margin of the orbit to the midpoint of the posterior margin of the carapace, with each measurement taken to the nearest millimetre for every specimen.

Results and discussion

The four specimens reported herein constitute the first confirmed records of *Trachysalambria palaestinensis* in the Ionian Sea, thus bridging a significant geographical gap in the species' known Mediterranean distribution. Their morphological traits closely matched published diagnostic descriptions (Chan *et al*., 2016; Shaiek *et al*., 2021), including the reddish body marked by transverse bands and the strongly curved rostrum armed with dorsal teeth. All specimens exhibited similar sizes, with the carapace length (CL) ranging between 21 and 24mm. When placed in the context of previous findings from south-eastern Sicily (waters of the Strait of Sicily), these new records from the Ionian Sea reinforce the argument that the species is not merely a casual/adventive species but rather one which is in the process of expanding its range westward. The recurrence of individuals

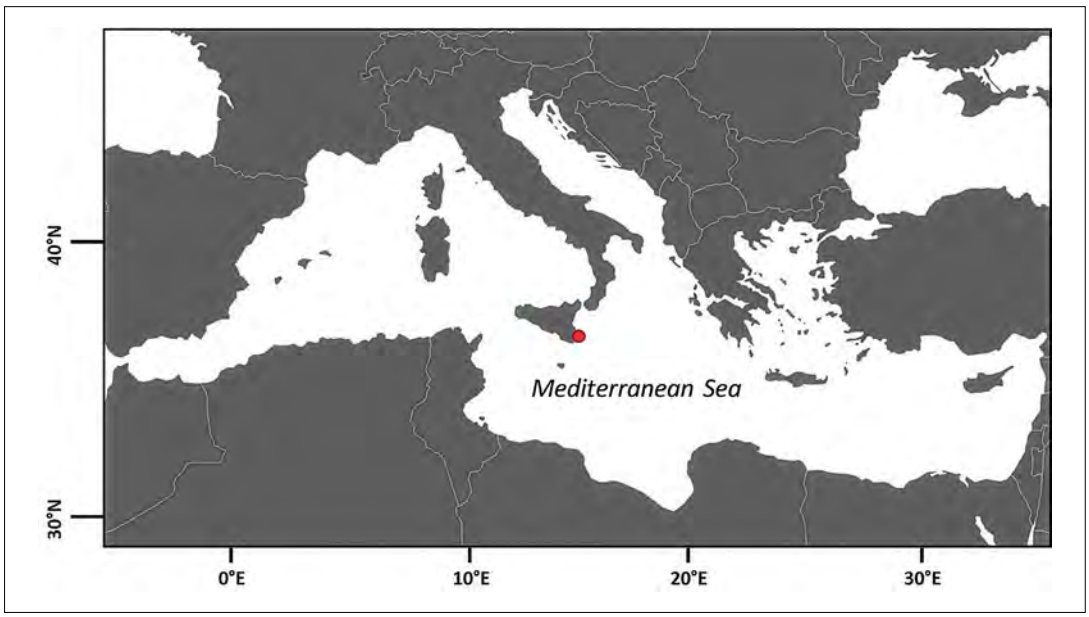


Figure 1 – The coastal area of Marzamemi (Southeastern Sicily, Ionian Sea) in which the specimens of* Trachysalambria palaestinensis *were recorded is indicated with a red circle.

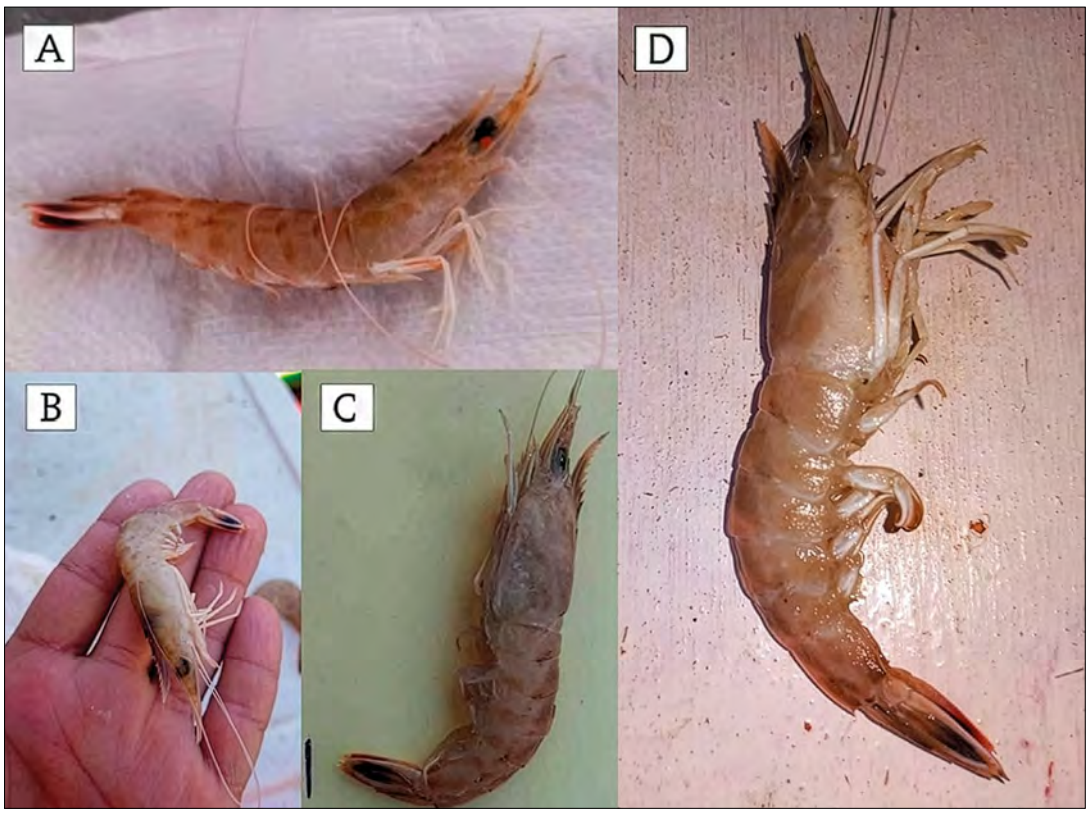


Figure 2 – The four specimens of* T. palaestinensis *recorded in Ionian Sicily on (A) 4th February 2025, (B) 7th April 2021, (C) 4th May 2025, and (D) 11th October 2025.

in the same geographical sector over a four-year period suggests persistence in the area and increases the probability of at least a small but resident population becoming established within Sicilian Ionian waters.

The biogeographical significance of this finding is important. The Ionian Sea represents a natural corridor for the dispersal of Lessepsian migrants advancing from the Levantine into the central Mediterranean. The detection of *T. palaestinensis* in this sector mirrors the pattern observed for other non-indigenous penaeid shrimps and portunid crabs, which progressively consolidated their presence after initial sporadic observations. The present records, therefore, add to the growing body of evidence pointing to a steady reshaping of local benthic communities under the pressure of ongoing biological invasions.

Despite the scarcity of detailed ecological studies on *T. palaestinensis* within the Mediterranean, information from its native range and from Levantine populations can provide useful insights. The species typically inhabits sandy and muddy bottoms in shallow waters, occasionally penetrating into lagoons and nearshore habitats during the juvenile stages (Galil *et al*., 2002). In areas where its abundance is high, such as along parts of the Syrian and Lebanese coasts, the species has been observed to integrate within local food webs and to appear regularly in coastal trawl and artisanal fisheries catches (Shaiek *et al*., 2021). Indeed, the species has been reported as abundant along the Levantine coasts since the 1970s (Galil *et al*., 2002), where it rapidly consolidated its presence, whereas in Sicilian waters it has so far been recorded only occasionally. This discrepancy might be explained by environmental factors such as lower water temperatures, differences in habitat availability, or fishing pressure, which could be slowing down its establishment locally. Nevertheless, given the trajectory observed in the eastern Mediterranean, particular attention should be paid to the Ionian sector, where the species might still expand further in the near future. This suggests a degree of ecological flexibility, which could facilitate its establishment in other central Mediterranean ecosystems too.

The possible consequences of its spread in Sicilian waters warrant careful consideration. Among the main ecological concerns is potential competition with native penaeid shrimps, most notably *Penaeus kerathurus* (the caramote prawn), which sustains important artisanal and small-scale fisheries. Competition could be manifested through direct overlap in habitat preferences, dietary similarities, or through the sharing of common predators, potentially altering predator-prey dynamics. At present, however, the abundance of *T. palaestinensis* in Sicily remains too low to generate measurable impacts, and any assessment of ecological consequences remains speculative. Nonetheless, the establishment of non-indigenous penaeids elsewhere in the Mediterranean suggests that a future increase in abundance is possible, especially under favourable environmental conditions.

From a socio-economic perspective, the arrival of *T. palaestinensis* could carry both risks and opportunities. On the one hand, the integration of the species within local fisheries could contribute to landings, as observed with other invasive penaeids in the eastern Mediterranean. On the other hand, its potential to compete with commercially valuable native shrimps (e.g. *Penaeus kerathurus*) raises concerns for the sustainability and profitability of existing fisheries. Evaluating such trade-offs will require systematic monitoring of catches, coupled with interviews and the tapping into local ecological knowledge from fishers, to assess whether *T. palaestinensis* becomes a noticeable component of the bycatch or whether it even develops into a target resource.

These findings also highlight the necessity of implementing systematic and continuous monitoring and management frameworks for non-indigenous species in the central Mediterranean. Traditional ichthyological surveys can be complemented effectively by citizen science initiatives, which have already proven valuable in detecting early occurrences and spread of alien taxa (Tiralongo *et al*., 2020). Reports from local fishers, divers, and citizen scientists often provide the first signals of species introductions, enabling quicker responses. Within the European context, legislative instruments such as the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) explicitly require member states to track and evaluate the presence of alien species as part of environmental status assessments (Zenetos *et al*., 2010). Thus, the present records directly contribute to fulfilling such policy mandates.

In conclusion, this study fills an important gap in the known distribution of the species, particularly given the lack of records of *T. palaestinensis* from the eastern Ionian Sea, based on four individuals collected between 2021 and

2025 off Marzamemi, southeastern Sicily. These records not only extend the species' known distribution in Italian waters but also raise the possibility of its establishment within Ionian ecosystems. The detection underscores the central Mediterranean's pivotal role as a transitional corridor for the westward spread of Lessepsian migrants. While the present abundance of *T. palaestinensis* is still low and its ecological impacts remain uncertain, the trajectory observed in other regions suggests that further expansion is plausible. Continuous monitoring, integrating both scientific and citizen science approaches, will be essential to track population dynamics, evaluate potential interactions with native species assemblages, and anticipate consequences for local fisheries. Ultimately, the emergence of *T. palaestinensis* in the Ionian Sea represents another step in the broader process of biotic homogenization currently reshaping Mediterranean biodiversity under the combined influence of species introductions and climate change.

Acknowledgements

The author thanks local fishers (Alfonso and Bartolo Barone) for providing analysed specimens and catch data.

References

Azzurro, E., Bonanomi, S., Chiappi, M., De Marco, R., Luna, G.M., Cella, M., Guicciardi, S., *et al*. (2024). Uncovering unmet demand and key insights for the invasive blue crab (*Callinectes sapidus*) market before and after the Italian outbreak: implications for policymakers and industry stakeholders. *Mar. Policy* 167, 106295.

Chan, T.-Y., Cleva, R. & Chu, K.-H. (2016). On the genus *Trachysalambria* Burkenroad, 1934 (Crustacea: Decapoda: Penaeidae), with descriptions of three new species. *Zootaxa* 4150, 201-254.

CIESM (2008). *Trachysalambria palaestinensis* (Steinitz, 1932). *In*: *CIESM Atlas of Exotic Crustaceans in the Mediterranean Sea*. Available at: https://ciesm.org/atlas/crustaceans/Trachysalambria_palaestinensis.pdf

Deval, M.C. & Deniz, T. (2025). Population dynamics of the widespread alien decapod species, brown shrimp (*Penaeus aztecus*), in the Mediterranean Sea. *Animals* 15, 561.

Galil, B.S. (1997). Two Lessepsian migrant decapods new to the coast of Israel. *Crustaceana* 70, 111-114.

Galil, B.S. (2008). Alien species in the Mediterranean Sea: which, when, where, why? *Hydrobiologia* 606, 105-116.

Galil, B.S., Froglia, C. & Noël, P. (2002). *CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean – Vol. 2: Crustaceans (Decapods and Stomatopods)*. CIESM/UNESCO Publishing, Monaco, 192 pp.

Insacco, G., Zava, B. & Corsini-Foka, M. (2017). *Trachysalambria palaestinensis* (Steinitz, 1932) (Decapoda, Penaeidae), a new alien prawn for the Italian waters. *Cah. Biol. Mar.* 58, 497-500.

Kampouris, T.E., Porter, J.S. & Sanderson, W.G. (2019). *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Brachyura: Portunidae): an assessment of its diet and foraging behaviour in the Thermaikos Gulf (NW Aegean Sea, Greece): evidence for ecological and economic impacts. *Crust. Res.* 48, 23-37.

Marchessaux, G., Mangano, M.C., Bizzarri, S., M'Rabet, C., Principato, E., Lago, N., Veyssiere, D., *et al*. (2023). Invasive blue crabs and small-scale fisheries in the Mediterranean Sea: local ecological knowledge, impacts and future management. *Mar. Policy* 149, 105461.

Occhipinti-Ambrogi, A., Marchini, A., Cantone, G., Castelli, A., Chimenz, C., Cormaci, M., Froglia, C., *et al*. (2011). Alien species along the Italian coasts: an overview. *Biol. Invasions* 13, 215-237.

Ragkousis, M., Zenetos, A., Ben Souissi, J., Hoffman, R., Ghanem, R., Taşkın, E., Muresan, M., *et al*. (2023). Unpublished Mediterranean and Black Sea records of marine alien, cryptogenic, and neonative species. *BioInvasions Records* 12(2), 339-369.

Servello, G., Andaloro, F., Azzurro, E., Castriota, L., Catra, M., Chiarore, A., Crocetta, F., *et al*. (2019). Marine alien species in Italy: a contribution to the implementation of descriptor D2 of the Marine Strategy Framework Directive. *Mediterr. Mar. Sci*. 20, 1-48.

Shaiek, M., El Zrelli, R., Crocetta, F., Mansour, L. & Rabaoui, L. (2021). On the occurrence of three exotic decapods (*Callinectes sapidus*, *Portunus segnis*, and *Trachysalambria palaestinensis*) in northern Tunisia, with updates on the distribution of two invasive portunids in the Mediterranean Sea. *BioInvasions Rec*. 10, 70-77.

Spinelli, A., Sendín Baquero, P. & Tiralongo, F. (2024). Westward expansion of the brown shrimp *Penaeus aztecus* Ives, 1891 (Decapoda: Penaeidae) in the Mediterranean Sea: a review on the Mediterranean distribution and first record from Spain. *Nat. Hist. Sci*. 11, 65-70.

Tiralongo, F., Crocetta, F., Riginella, E., Lillo, A.O., Tondo, E., Macali, A., Mancini, E., *et al*. (2020). Snapshot of rare, exotic and overlooked fish species in the Italian seas: a citizen science survey. *J. Sea Res*. 164, 101930.

Tiralongo, F., Marcelli, M., Anselmi, G., Gattelli, R. & Felici, A. (2024). Invasion of freshwater systems by the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896: New insights from Italian regions. *Acta Adriat*. 65, 193-204.

Zaouali, J. (1993). Les peuplements benthiques de la petite Syrte, golfe de Gabès (Tunisie). Résultats de la campagne de prospection du mois de juillet 1990. Etude préliminaire : biocénoses et thanatocénoses récentes. *Mar. Life* 3, 47-60.

Zenetos, A., Gofas, S., Verlaque, M., Çinar, M., Garcia Raso, J., Bianchi, C.N., Morri, C., *et al*. (2010). Alien species in the Mediterranean Sea by 2010: a contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterr. Mar. Sci*. 11, 381-493.

Does topographic humidity influence the distribution of the red-backed shrike (*Lanius collurio*, Linnaeus 1758) at its Mediterranean range limit? A comparison with the woodchat shrike (*Lanius senator*, Linnaeus 1758)

*L'humidité topographique influence-t-elle la répartition de la pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio, *Linnaeus 1758) à la limite méditerranéenne de son aire de répartition ? Comparaison avec la pie-grièche à tête rousse (*Lanius senator, *Linnaeus 1758)*

Esteban CASAUX[1], Jose Luis TELLERÍA[2,*]

1. La Escuela Vieja 25, 40194 Palazuelos de Eresma, Segovia, Spain.

2. Evolution and Biology Conservation Research Group, Universidad Complutense de Madrid. 28040 Madrid, Spain.

* Corresponding author: telleria@ucm.es

Received: 5 August 2025; First decision: 10 September 2025; Revised: 5 November 2025; Accepted: 19 November 2025

Abstract

*This study examines the factors influencing habitat selection by the red-backed shrike (*Lanius collurio*) in a mountainous region of central Spain, where it breeds sympatrically with the woodchat shrike (*Lanius senator*), a species better adapted to Mediterranean conditions. It investigates the role of soil moisture, a key constraint on primary productivity during the dry Mediterranean summer, which may influence arthropod abundance and, consequently, shrike distribution. The findings indicate that soil moisture is positively associated with prey availability but declines progressively as the summer drought intensifies. The red-backed shrike was observed to track these moist patches and to abandon the area as their extent diminished with increasing drought. In contrast, the woodchat shrike adapted its foraging behavior by shifting from moist to dry grass patches over the course of the summer. These results underscore the pivotal role of soil moisture in shaping the distribution of the red-backed shrike at the southern limit of its breeding range. Given that moist grassland is often maintained through small-scale irrigation associated with traditional agricultural practices, the findings highlight the species' dependence on such anthropogenic activities at the southern edge of its range.*

Keywords: edge range, prey abundance, summer drought, sympatric occurrence, wet meadows.

Résumé

*Cette étude examine les facteurs influençant la sélection de l'habitat par la pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) dans une région montagneuse du centre de l'Espagne où elle se reproduit en sympatrie avec la pie-grièche à tête rousse (*Lanius senator*), une espèce mieux adaptée à la région méditerranéenne. L'étude examines le rôle de l'humidité du sol, une contrainte pour la productivité primaire de l'herbe pendant l'été méditerranéen sec qui pourrait affecter l'abondance des arthropodes et la distribution des pies-grièches. Les résultats indiquent que l'humidité du sol est positivement corrélée à l'abondance des proies, mais qu'elle diminue au fur et à mesure que la sécheresse estivale progresse. La pie-grièche écorcheur a montré une préférence pour les parcelles d'herbe humide et a quitté la zone lorsque la couverture de ces parcelles d'herbe a diminué en raison de la sécheresse estivale. En revanche, la pie-grièche écorcheur a adapté sa stratégie de recherche de nourriture en passant des parcelles d'herbe humide aux parcelles d'herbe sèche tout au long de l'été. Ces résultats soulignent le rôle critique de l'humidité du sol dans la détermination de la distribution de la pie-grièche écorcheur à la limite méridionale de son aire de reproduction. Comme les prairies humides sont souvent entretenues par des pratiques agricoles impliquant des irrigations à petite échelle, ces résultats soulignent également la dépendance de la pie-grièche écorcheur à l'égard de ces activités anthropogéniques à la limite méridionale de son aire de répartition.*

Introduction

The red-backed shrike (*Lanius collurio* Linnaeus, 1758) is a summer migrant that breeds across the Palearctic, with its westernmost range extending to the northern half of the Iberian Peninsula, as it avoids the arid Mediterranean region (Figure 1). In certain mountainous areas at the southern edge of its range, it coexists with the woodchat shrike (*Lanius senator* Linnaeus, 1758), another summer migrant that breeds throughout the Mediterranean basin (Keller *et al*. 2020). Both shrikes inhabit areas characterized by a mosaic of bushes, trees, and open grasslands, where they hunt from perches a similar set of invertebrates and small vertebrates (Hernández *et al*. 1993). However, they differ in their altitudinal distribution and exhibit subtle differences in habitat preferences (Hernández 1994, Molina *et al*. 2022). Additionally, their migratory patterns vary significantly since the woodchat shrike migrates directly from the Sahel to Europe, while the red-backed shrike reaches the Iberian Peninsula from Eastern Europe after an extensive journey following the Arabian Peninsula from its wintering grounds in eastern Africa (Hernández 1999; Tøttrup *et al*. 2017).

Mots-clés: couverture herbeuse, abondance des proies, sécheresse estivale, présence sympatrique.

This study investigates the habitat selection of these two shrikes in a mountainous area of central Spain (Figure 1) where they breed and forage together. Both species prey on small ground-dwelling animals, prompting an exploration of how they respond to prey availability across wet and dry grass patches interspersed in pasturelands during the summer. A preliminary survey conducted by the authors in July 2023 revealed that 93% of observed red-backed shrikes (n = 14) hunted in moist grass patches, compared to only 30% of observed woodchat shrikes (n = 43). This pattern suggested that soil moisture constrained the micro distribution of the red-backed shrike relative to the woodchat shrike, which appeared better adapted to dry environments. These preliminary results aligned with earlier studies in central Europe, where the higher availability of food in areas with greater topographic wetness has been identified as a key factor influencing the local distribution of this and other grassland birds (Titeux *et al*. 2007; Besnard *et al*. 2013, 2015; Svendsen *et al*. 2015). To further examine this hypothesis, we conducted a study in 2024 to assess the effect of soil moisture on the selection of feeding substrates by the two shrike species, testing the following predictions:

Prey abundance

Since primary productivity in the Mediterranean summer is closely linked to water availability (Vázquez-de-Aldana & García-Criado 2008; Muñoz Gómez *et al*. 2024), we predict that wet grasslands will host a higher abundance of small primary and secondary consumers, particularly arthropods, on which shrikes feed (Hernández *et al*., 1993). However, this prediction could be influenced by certain confounding factors. For example, livestock grazing could significantly reduce the herbaceous biomass of wet meadows during the summer, thus limiting prey availability (Dennis *et al*. 2007; Sartorello *et al*. 2020).

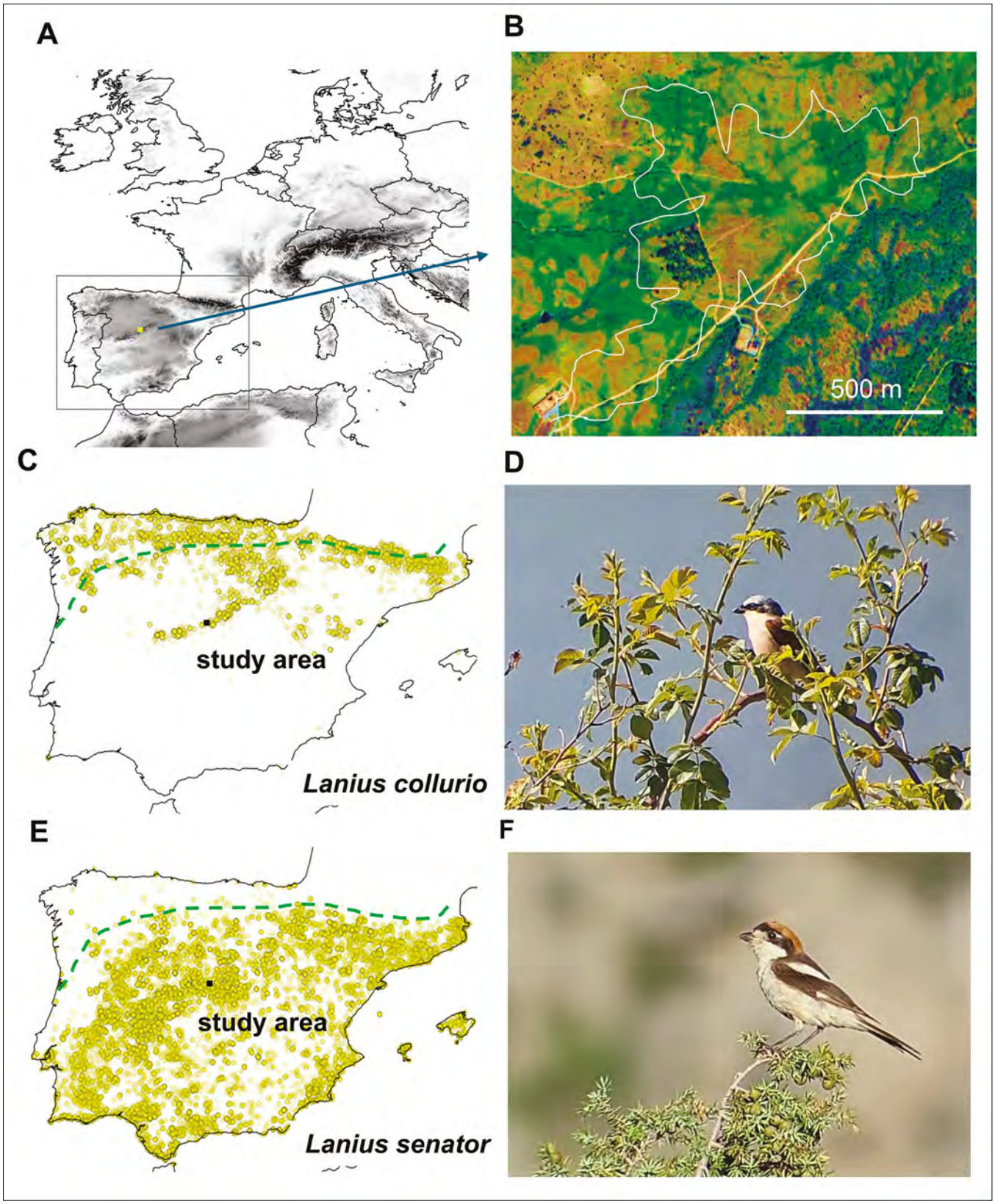


Figure 1 – A. Location of the Iberian Peninsula and the study area in the western Palearctic, with mountains and plateaus highlighted in black. B. Characteristics of the study area: wet grasslands are shown in green, dark patches correspond to trees, and the white line shows the sampling route of shrike activity. The image, provided by Google (2025), was taken on 4 April 2023, before the onset of the summer drought.
C/D and E/F refer to GBIF records and images of the red-backed shrike and the woodchat shrike, respectively.
The records were obtained from the Global Facility Information Facility (GBIF.org [12 July 2025] GBIF Occurrence Download https://doi.org/10.15468/dl.ret4ka and https://doi.org/10.15468/dl.pmddjk) and correspond to georeferenced bird observations made between 2020 and 2025. The dashed line represents the approximate northern limit of the Mediterranean region.

Grass patch selection

We predicted that shrikes would optimize their hunting success by selecting prey-rich grasslands (Golawski & Golawska 2008; Svendsen *et al*. 2015; Morelli *et al*. 2016). However, two factors could alter this prediction: (i) Differences in hunting perch use may significantly influence species distribution, as shrikes can track foraging areas based on the availability of their preferred perches. (ii) Aggressive interactions among shrikes could result in interspecific exclusion from certain sites, influencing the observed patterns of grassland selection (Hernández 1993; Strnadová *et al*. 2018).

Methods

Study area

The study was carried out on a 180ha plot located 1.5km east of La Granja de San Ildefonso (40.9189º N, –4.0151º W) on the northern slope of the Sierra de Guadarrama (1100-1250m a.s.l). The area has a Mediterranean mountain climate where it hardly rains from June to September, except for some episodic storms. The plot, grazed throughout the summer by semi-free-ranging cattle, is composed of a network of small valleys where groundwater flows maintaining wet grass patches during the summer (Figure 1). Wet grasses are composed of *Agrostis castellana* Boiss. & Reut., *Cynosurus cristatus* L. and *Trifolium* sp., while the surrounding dry grasses are covered by *Stipa gigantea* Link, *Lavandula pedunculata* (Mill.) Cav., *Santolina rosmarinifolia* L. and *Thymus vulgaris* L. The area is also occupied by abundant dog roses (*Rosa canina* L.), scarcer shrubs (*Rubus, Prunus*, etc.) and trees (*Fraxinus angustifolia* Vahl, *Quercus ilex* L., *Quercus pyreniaca* Willd.) and a small (2ha) pine reforestation (*Pinus sylvestris* L.). The summer drought gradually dries out the pastures, which only remain green in the deeper valleys and in some meadows irrigated by a man-made small ditch that runs through the study plot. Cattle graze freely over the area but concentrate progressively on wet pastures to graze as summer drought advances.

Abundance and behavior of shrikes

From March 2024, we visited the study area to detect the arrival dates of shrikes and, from the first days of June onwards, we regularly monitored the number, age and activity of shrikes observed along a fixed 4km route (Figure 1). To do this, we walked along this route, scanning for the presence of shrikes with 8×40 binoculars until we spotted them at varying distances. When necessary to get a good look at their hunting substrate selection, we moved closer to the spot where the bird was observed. Counts began at dawn and ended three hours later. Following this methodology, 56 surveys were conducted between June and September 2024. During these surveys, we also recorded aggressive interactions of shrikes to detect possible interspecific exclusions. In an area peripheral to the study area, a pair of grey shrikes (*Lanius meridionalis* Temmink, 1820) bred during the study period but showed minimal interference with the two species under study (see results). We also identified the type of perch (bush or tree species, wire, etc.) to test for potential differences between species.

Grass patch selection

The feeding substrates used by shrikes were visually classified into wet (green grass), semi-wet (green grass with interspersed dry patches), and dry grass patches (all plants yellowish or brown). The local cover of these strata was evaluated at randomly distributed points along the fixed 4km route. The samples per fortnight (107-187 sampling points) were used to assess the changes in the availability of substrata during the shrikes' breeding period. For each shrike observation, we recorded the type of stratum (wet, semi-wet, and dry grass) in which it stalked or dived in search of prey. This use by shrikes was compared with the availability of each stratum to assess their preferences throughout the study period (see Analyses below).

Soil moisture and prey abundance

Starting at 11 or 12 a.m. after monitoring the shrikes and before the strong heat at midday (the air temperature exceeded 25ºC most days), we quantified grass moisture and prey abundance of feeding substrates. Soil moisture was assessed with two XLUX hygrometers (© Fangtan Co. Ltd) that quantify soil humidity from 0 to 10 (from dry to flooded).

This assessment was carried out at a depth of 10cm in the soil within the center of a 20m long transect through each stratum. In each transect, we assessed visually within 1m wide band the number of active above-ground invertebrates (Cooper & Whitmore 1990) and ascribed them to the main groups of arthropods (orthopters, beetles, hymenopters, lepidoptera, spiders, etc.). In these counts, we only considered the individuals ≥ 5mm as they account for the bulk of invertebrates preyed by shrikes in a similar area of Spain (Hernández *et al*. 1993). In July and August, we tried to improve our assessment by recording the length of the observed individuals. By summing the sizes of all individuals per sampling unit, we calculated a rough biomass index (more millimeters indicated more biomass). However, this biomass index was highly correlated with the total number of prey (Speaman's rank correlation, $rs = 0.88$, $p < 0.001$, $n = 241$), which was ultimately used as an appropriate surrogate of prey abundance for the entire study period. Finally, since arthropod activity could be influenced by temperature (Carter *et al*. 2025), we assessed this parameter by using the hourly meteorological information for La Granja de San Ildefonso provided online by the Spanish Meteorological Agency (https://www.aemet.es/es/eltiempo/prediccion/municipios).

In August, free ranging cows shifted to feed on wet grass. To assess the potential effect of overgrazing on prey abundance, we defined two grazing levels along the transects for prey counts: overgrazed vs. no overgrazed. Overgrazing was easy to determine because the wet grass was reduced to a dense carpet 2-3cm high.

Statistical analysis

The factors related to prey abundance were analyzed using generalized linear models (GLM analysis, Poisson distribution, log link), where grass patches and fortnights were used as classification factors and temperature and humidity as covariates. These analyses, along with some complementary tests, were performed using Rcmdr (Fox *et al*. 2023). The selection of grass patches was analyzed with the R package adhabitatHS 0.3.18 (Calenge 2006), where the percentage of each grass patch randomly sampled reflected its availability and the number of shrikes observed per patch the use. In this case, we computed Manly's resource selection ratio by using the *widestI* function (wi; Manly *et al*. 2002).

Results

Abundance, aggressive behavior and perch use by shrikes

The red-backed shrike lasted in the study area from 7 May to 9 August (95 days), while the woodchat shrike lasted from 10 April to 16 September (160 days). Since the beginning of bird counts in June, a total of 533 woodchat shrikes were recorded in the 56 sampling routes, of which 132 were juveniles (33% of those observed). In the case of red-backed shrikes, 88 individuals were observed, of which 7 (9%) were juveniles (Figure 2). During this period, we observed 12 aggressive actions of the woodchat shrike against adults (3) and juveniles (3) of its own species, and against the Iberian grey shrike (1), the Eurasian magpie (*Pica pica* Linnaeus, 1758, 1) and the Iberian magpie (*Cyanopica cooki* Bonaparte, 1850, 4). We did not see aggression on the red-backed shrike. In this last species, we detected two aggressions against the woodchat shrike and one against the Iberian grey shrike. Finally, both shrikes did not differ in their perching sites as 77% of woodchat shrikes ($n = 246$) and 79% of the red-backed shrikes ($n = 68$) were perched on dog roses when looking for prey, being the rest in shrubby trees and wires (Pearson´s Chi-square test $\chi^2 = 0.20$, $df = 1$, $p = 0.652$).

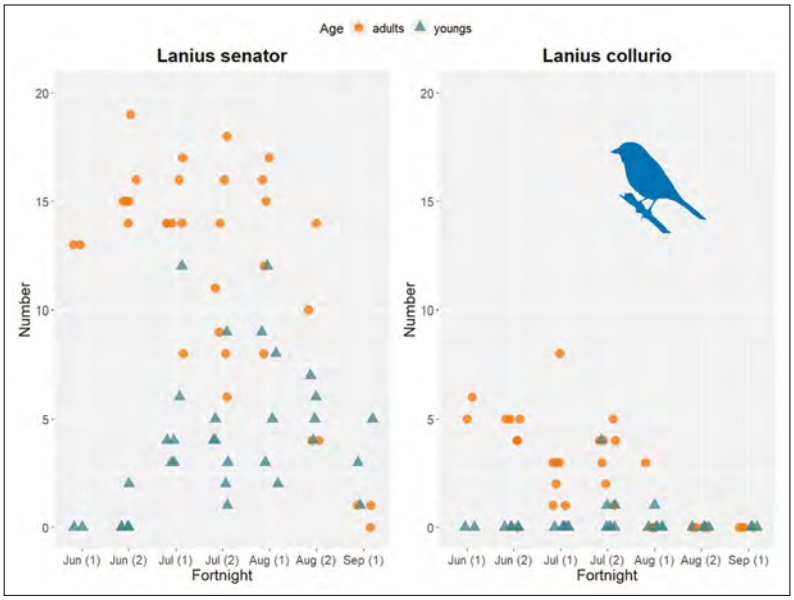


Figure 2 – Number of adult and young shrikes observed during the study period by species.

Abundance of prey

Most of the potential prey species counted in 256 line transects were above ground-active insects, where grasshoppers (Acrididae, Orthoptera) accounted for 61% of the 3087 observed individuals. The presence of grasshoppers increased throughout the summer to the point of dominating prey availability in August (76% of the 1537 observed invertebrates). No other potential prey (vole tracks, lizards, etc.) were visually detected, excepting two skinks (*Chalcides striatus* [Cuvier, 1829]) in wet grass patches.

The observed patterns of prey abundance increased throughout the study period except in the case of wet grass patches where prey abundance decreased in August (Figure 3).

Table 1 – Prey abundance. Results of a GLM examining the effect of humidity, temperature, substrate and fortnight on the number of preys counted in 256 transects at the study area. The deviance explained by the model is also presented. The level described in parentheses was the baseline.

	Estimate ± se	Z value	p
Intercept (August-2, wet)	2.98 ± 0.24	12.47	< 0.001
Moisture	0.06 ± 0.03	2.08	0.037
Temperature	-0.02 ± 0.01	-2.40	0.016
June-2	-0.70 ± 0.12	-5.72	< 0.001
July-1	-0.37 ± 0.06	-6.42	< 0.001
July-2	0.20 ± 0.06	3.24	0.001
August-1	0.03 ± 0.05	0.60	0.549
Semi-wet	0.20 ± 0.05	3.97	< 0.001
Dry	-0.14 ± 0.06	-2.38	0.017
Deviance (%)	24.36		

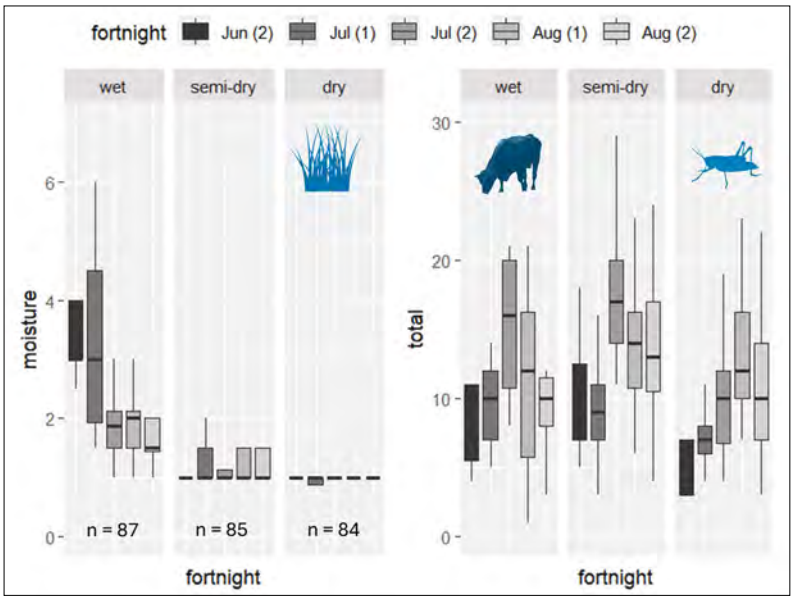


Figure 3 – Box plots showing fortnightly changes in humidity (left) and number of arthropods (right) according to feeding substrates.

This could be related to the effect of cattle given that 96% of the plots were overgrazed in this month (n = 45 transects). The joint analysis of all variables reflected a positive effect of soil moisture and a negative effect of temperature on prey abundance (Table 1). After controlling these two environmental traits, prey abundance depicted higher scores in semi-wet and wet grasses that in dry grasses and was lower in June and the first half of July than in the second half of July and August (Table 1).

Substrate selection

Both shrikes actively selected foraging substrates during the study period (Table 2, Figure 4). The woodchat shrike rejected dry grass areas, while the red-backed shrike positively and negatively selected wet and dry grasses, respectively (Table 2). Interestingly, this pattern was maintained by the red-backed shrike until it disappeared from the area in the first days of August (we did only detect 4 individuals that were not considered in analyses; Figures 2 and 4). However, the woodchat shrike avoided dry grass in June and July until it finally distributed randomly across all the available strata at the end of summer (Figure 4). Despite this, both species differed in their selection of grass patches during the period they occurred together (till the end of July). The red backed shrike did only occur in wet (n = 33 records) and semi-wet (n = 33) gras patches while the woodchat shrike occurred in wet (n = 46), semi-wet (n = 140) and dry (n = 39) grass patches. This suggested a significant differences in the way both species selected feeding substrates in the same place and period (Pearson´s Chi-square test $\chi^2 = 27.91$, df = 2, $p < 0.001$).

Discussion

Abundance of prey

The results of this study indicate that prey availability in the study area was primarily influenced by two environmental factors. First, ambient temperature had a negative impact on prey abundance. This effect is likely attributable to the timing of the study, which was conducted at midday when high temperatures may exceed the tolerable limits for ectothermic invertebrates, thus inhibiting

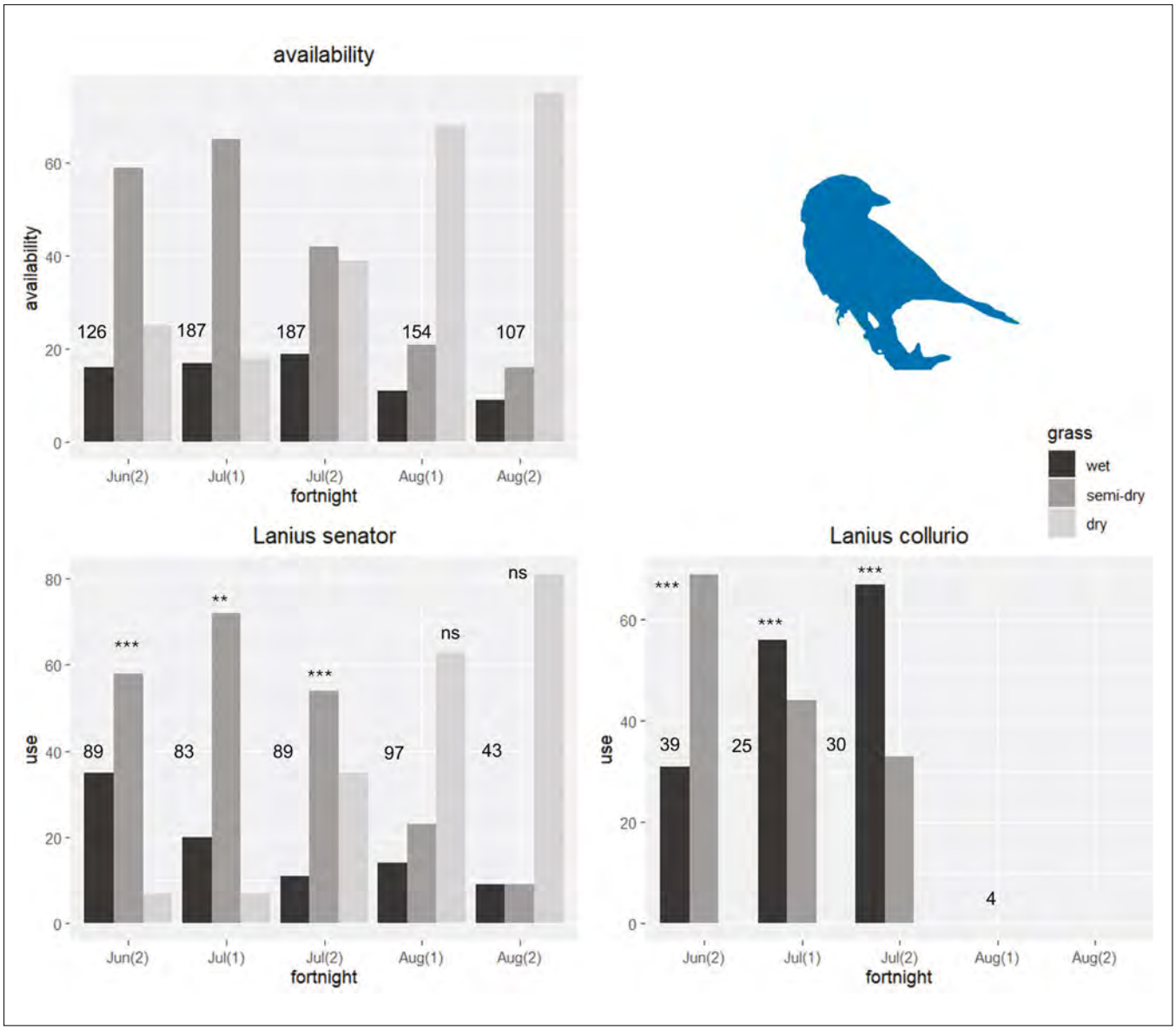


Figure 4 – Availability and use of grass patches. Numbers show the sample size per fortnight, and asterisks indicate the statistical significance of the difference between availability and use by shrikes. ** < 0.005, *** < 0.001, ns: not significant.

their activity (Carter *et al*. 2025). Second, soil moisture positively influenced prey abundance, as wetter substrates supported higher prey populations (Silva-Monteiro *et al*. 2022). These findings support the hypothesis that Mediterranean drought limits primary productivity, which in turn reduces the availability of primary (e.g., grasshoppers) and secondary (e.g., spiders, carabids) consumers in grass patches where shrikes forage.

The study also revealed dynamic spatial and temporal changes in grass cover types and prey abundance over the summer. Notably, the extent of semi-wet grass patches declined in August as these areas transitioned into dry patches. A significant increase in prey abundance was observed in late July, likely driven

Table 2 – Grass patch selection by shrikes and Manly's resource selection ratios throughout the study period. See Figure 4 for the fortnight comparisons between availability and use.

	Lanius senator (χ^2 = 10.36, df = 2, p = 0.005)			
	Use (n = 401)	**Availability (n = 761)**	**Wi ± se**	**p**
Wet	0.19	0.15	1.26 ± 0.13	0.399
Semi-wet	0.46	0.43	1.08 ± 0.06	0.174
Dry	0.35	0.42	0.83 ± 0.06	0.002
	Lanius collurio (χ^2 = 84.01, df = 2, p < 0.001)			
	Use (n = 99)	**Availability (n = 761)**	**Wi ± se**	**p**
Wet	0.48	0.15	3.19 ± 0.40	< 0.001
Semi-wet	0.51	0.43	1.18 ± 0.14	0.194
Dry	0.01	0.42	0.0 3 ± 0.03	< 0.001

by the recruitment of small imagoes (> 0.5cm) produced by earlier clutches. However, prey abundance in wet grass patches declined in August, a change likely linked to the reduction of grass biomass caused by cattle overgrazing, as observed along the 20m transects used to assess prey abundance. Similar effects of overgrazing on invertebrate abundance have been documented in pasturelands and other habitats (Dennis *et al*. 2007; Sartorello *et al*. 2020).

Substrate selection

The two shrike species exhibited distinct strategies to cope with the spatial and temporal variability in prey abundance within the study area. At the onset of summer, the woodchat shrike primarily selected the highly productive wet grass patches but later adjusted to the advancing drought by foraging in dry grass patches. In contrast, the red-backed shrike remained confined to wet and semi-wet grass patches during its shorter breeding period. These habitat preferences appeared unaffected by perch selection, as both species extensively utilized dog roses, a common perch in central Spain (Hernández 1993). While interspecific interactions might explain some patterns, their impact seemed limited. Notably, the two interspecific attacks were initiated by red-backed shrikes against woodchat shrikes. This behavior could partly explain the displacement of woodchat shrikes to dry grass patches during June and July but does not alter at all the overall finding that red-backed shrikes selected wet and semi-wet grass patches.

A comparative analysis of the two species suggests that woodchat shrikes exhibited greater flexibility in tracking resource availability throughout the study period. Conversely, red-backed shrikes were more restricted, relying exclusively on the wettest grass patches. The decline of these patches in August, combined with the effects of overgrazing, likely drove the red-backed shrike's early departure from the study area. This departure could represent the initiation of post-breeding nomadism, as documented in other similar habitats of the Iberian Peninsula (Lizarraga 2003). But this link between food availability and movements becomes unclear when comparing the red-backed shrike with the more widespread and abundant woodchat shrike. The latter species maintained its population in the study area until late August by shifting to dry grass patches, which were rich in grasshoppers, a prey item also consumed by red-backed shrikes (Hernández *et al*. 1993; Tryjanowski *et al*. 2003). Thus, although red-backed shrikes could theoretically take advantage of food availability in dry grass patches in August just after breeding, this behavior was not observed. Despite further research is necessary to clarify this relationship, this evidence suggests that the red-backed shrike's early abandonment of the area is not causally linked to prey depletion. Alternatively, this pattern could align with the early start of its long journey to Africa through Eastern Europe, which appears to be strongly influenced by internal cues (Tøttrup *et al*. 2017; Pedersen *et al*. 2018). However, we acknowledge that interpreting this pattern as being driven by internal migratory signals remains a hypothesis that requires further investigation. In this context, it would be particularly relevant to examine the habitat use of red-backed shrikes during exceptionally dry years to determine whether they shift to forage on dry pastures at the end of the breeding season (second half of July) or, alternatively, abandon the area following breeding failure.

Conclusions

These results suggest that the two shrike species examined exhibited contrasting responses to fluctuations in prey availability throughout the study period. For instance, the woodchat shrike appeared capable of tracking these changes as the summer drought progressed, a behavioral adaptation that may account for the widespread distribution and abundance of this Mediterranean species (Figures 1 and 2). In contrast, the red-backed shrike was largely confined to foraging within grasslands sustained by topographic moisture.

These ecological differences provide a valuable opportunity to investigate the factors influencing the distribution of the red-backed shrike at the southwestern periphery of its breeding range, distant from the most suitable areas in northern Spain (Tellería 2018; Hidalgo 2024). Specifically, wet grass patches in these dry regions are maintained by groundwater runoff resulting

from precipitation at higher elevations or from snowmelt in the Iberian mountains (López-Moreno *et al*. 2023). In this context, topographic humidity extends the ecological influence of precipitation into otherwise arid zones, thereby facilitating the occurrence of northern species adapted to humid conditions beyond the range predicted solely by rainfall patterns. As a result, like other species that persist in environmentally marginal habitats due to the buffering effects of localized microhabitats (Scheffers *et al*. 2014), the red-backed shrike can extend into drier Mediterranean environments typically dominated by the woodchat shrike (Figure 1).

Finally, the red-backed shrike's reliance on wet grass patches highlights the significance of traditional extensive livestock farming in the Iberian mountains for the preservation of open habitats suitable for shrikes, particularly in areas at risk of shrub and tree encroachment due to rural depopulation and land abandonment (Regos *et al*. 2016; Tellería 2018). In this regard, the species benefits usually from the continued maintenance of small irrigation channels by livestock farmers, a common land management practice that enhances the availability of moist pastures during the dry summer months (Pulido-Bosch & Ben Sbih 1995). This reinforces the need to integrate natural and anthropogenic processes in the study and conservation of shrikes (Yosef & Tryjanowski 2024).

Acknowledgements

Two anonymous reviewers significantly improved a previous version of this manuscript.

References

Besnard, A.G., Davranche, A., Maugenest, S., Bouzillé, J.B., Vian, A. & Secondi, J. (2015). Vegetation maps based on remote sensing are informative predictors of habitat selection of grassland birds across a wetness gradient. *Ecol. Indic*., *58*, 47-54.

Besnard, A.G., La Jeunesse, I., Pays, O. & Secondi, J. (2013). Topographic wetness index predicts the occurrence of bird species in floodplains. *Divers. Distrib*. 19, 955-963.

Calenge, C. (2006). The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecol. Modell*. 197, 516-51.

Carter, J.A., Davies, R.G., Nash, W.J. & Morris, R.K.A. (2025). Effects of a temperate heatwave on diel rhythms of insect activity: a comparison across habitats. *bioRxiv* 2025.01.08.631862.

Cooper, R.J., & Whitmore, R.C. (1990). Arthropod sampling methods in ornithology. *Stud. Avian Biol-Ser.* 13, 29-37.

Dennis, P., Skartveit, J., McCracken, D.I., Pakeman, R.J., Beaton, K., Kunaver, A. & Evans, D.M. (2008). The effects of livestock grazing on foliar arthropods associated with bird diet in upland grasslands of Scotland. *J. Appl. Ecol*. 45, 279-287.

Fox J., Marquez M.M. & Bouchet-Valat, M. (2023). *Rcmdr: R Commander. R package version 2.9-1*. Available at: https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Misc/Rcmdr/.

Google (2025). Palazuelos de Eresma, Segovia, Spain. Retrieved June 1, 2025. Available at: https://maps.app.goo.gl/uM4vuxZZiZPQWBMY8

Golawski, A. & Golawska, S. (2008). Habitat preference in territories of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* and their food richness in an extensive agriculture landscape. *Acta Zool. Hung*. 54, 89-97.

Hernández, A. (1993). Acerca del significado de los ataques de alcaudones *Lanius* spp. sobre aves. *Doñana Acta Vertebrata* 20, 255-259.

Hernández, A. (1994). Seleccion de habitat en tres especies simpatricas de alcaudones (real, *Lanius excubitor* L., dorsirrojo, *Lanius collurio* L. y comun, *Lanius senator* L.): segregación interespecifica. *Ecología* 8, 395-413.

Hernández, A. (1999). La migración de los alcaudones *Lanius* spp. en la Peninsula Iberica. *Ecología* 13, 289-302.

Hernández, A., Purroy, F.J. & Salgado, J.M. (1993). Variacion estacional, solapamiento interespecifico y seleccion en la dieta de tres especies simpatricas de alcaudones (*Lanius* spp.). *Ardeola* 40, 143-154.

Hidalgo, J.C. (2024). The Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in the Central System of the Iberian Peninsula. *Eur. J. Ecol*. 10, 102-108.

Keller, V. Herrando, S., Voríšek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanesi, P., Martí, D., Anton, M., Klvanová, A.; Kalyakin, M.V., Bauer, H.-G., Foppen, R.P.B. (2020). *European breeding bird atlas 2: Distribution, abundance and change*. Lynx Edicions/European Bird Census Council (EBCC), Barcelona.

Lizarraga, A. (2003). *Ecología reproductiva del alcaudón dorsirrojo (Lanius collurio L.) en Navarra*. Doctoral thesis from the University of Navarra.

López-Moreno, J.I., Granados, I., Ceballos-Barbancho, A., Morán-Tejeda, E., Revuelto, J., Alonso-González, E., Gascoin, S., Herrero, J., Deschamps-Berger, C. & Latron, J. (2023). The signal of snowmelt in streamflow and stable water isotopes in a high mountain catchment in Central Spain. *J. Hydrol. Reg. Stud*. 46, 101356.

Manly, B.F.L., McDonald, L.L., Thomas, D.L., McDonald, T.L. & Erickson, W.P. (2002). *Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies*. Springer Science & Business Media, Berlin.

Molina, B., Nebreda, A., Muñoz, A.R. Seoane, J., Real, R., Bustamante, J. & Del Moral, J.C. (2022). *III Atlas de aves en época de reproducción en España*. SEO/BirdLife, Madrid.

Morelli, F., Mróz, E., Pruscini, F., Santolini, R., Goławski, A., & Tryjanowski, P. (2016). Habitat structure, breeding stage and sex affect hunting success of breeding Red-backed Shrike (*Lanius collurio*). *Ethol. Ecol. Evo*. 28, 136-147.

Moskát, C. & Fuisz T.I. (2002). Habitat segregation among the woodchat shrike, *Lanius senator*, the red-backed shrike, *Lanius collurio*, and the masked shrike, *Lanius nubicus*, in NE Greece. *Folia Zool*. 51, 103-111.

Muñoz-Gómez, M.J., Andreu, A., Carbonero, M.D., Blázquez-Carrasco, A. & González-Dugo, M.P. (2024). Impact of water stress on Mediterranean oak savanna grasslands productivity: Implications for on-farm grazing management. *Agr. Water Manage*. 303, 109025.

Pedersen, L., Jackson, K., Thorup, K., Tøttrup, A.P. (2018). Full-year tracking suggests endogenous control of migration timing in a long-distance migratory songbird. *Behav. Ecol. Sociobiol* 72: 139.

Pulido-Bosch, A., & Ben Sbih, Y. (1995). Centuries of artificial recharge on the southern edge of the Sierra Nevada (Granada, Spain). *Environ. Geol*. 26, 57-63.

Regos, A., Domínguez, J., Gil-Tena, A., Brotons, L., Ninyerola, M. & Pons, X. (2016). Rural abandoned landscapes and bird assemblages: winners and losers in the rewilding of a marginal mountain area (NW Spain). *Reg. Environ. Change* 16, 199-211.

Sartorello, Y., Pastorino, A., Bogliani, G., Ghidotti, S., Viterbi, R., & Cerrato, C. (2020). The impact of pastoral activities on animal biodiversity in Europe: A systematic review and meta-analysis. *J. Nat. Conserv*. 56, 125863.

Scheffers, B.R., Edwards, D.P., Diesmos, A., Williams, S.E., & Evans, T.A. (2014). Microhabitats reduce animal's exposure to climate extremes. *Glob. Chang. Biol*. 20, 495-503.

Silva-Monteiro, M., Scheper, J., Pehlak, H., Kurina, O., Timonen, S., Pessa, J., Pasanen, E., Verhoeven, M., Loonstra, J., Piersma, T., Robin, F., Korniluk, M., Świętochowski, P., Onwezen, M., Bongers, M., Hamelink, J., Bik, S., Lembreght, F., Dunn, A., & Kleijn, D. (2022). Invertebrate abundance increases with vegetation productivity across natural and agricultural wader breeding habitats in Europe. *Biol. Con*. 273, 109670.

Strnadová, I., Němec, M., Strnad, M., Veselý, P., & Fuchs, R. (2018). The nest defence by the red-backed shrike *Lanius collurio*-support for the vulnerability hypothesis. *J. Avian Biol*. 49, jav-01726.

Svendsen, J.K., Sell, H., Bøcher, P.K. & Svenning, J.C. (2015). Habitat and nest site preferences of Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in western Denmark. *Ornis Fennica* 92, 63-75.

Tellería, J.L. (2018). Distribution of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* at its western range boundary: patterns and conservation prospects. *Ardeola* 65, 221-233.

Titeux, N., Dufrene, M., Radoux, J., Hirzel, A.H. & Defourny, P. (2007). Fitness-related parameters improve presence-only distribution modelling for conservation practice: The case of the red-backed shrike. *Biol. Con*. 138, 207-223.

Tøttrup, A.P., Pedersen, L., Onrubia, A., Klaassen, R.H. & Thorup, K. (2017). Migration of redbacked shrikes from the Iberian Peninsula: optimal or sub-optimal detour? *J. Avian Biol*. 48, 149-154.

Tryjanowski, P., Karg, M.K. & Karg, J. (2003). Diet composition and prey choice by red-backed shrike *Lanius collurio* in western Poland. *Bel. J. Zool*. 133, 157-162.

Vázquez-de-Aldana, B.R., & García-Criado, B. (2008). Interannual variations of above-ground biomass and nutritional quality of Mediterranean grasslands in Western Spain over a 20-year period. *Aust. J. Agr. Res* 59, 769-779.

Vickery, J.A., Tallowin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J., Brown, V.K. (2001). The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *J. Appl. Ecol*. 38, 647-664.

Wilson, B.S., Jensen, W.E., Houseman, G.R., Jameson, M.L., Reichenborn, M. M., Watson, D.F., Morphew, A.R. & Kjaer, E.L. (2022). Cattle grazing in CRP grasslands during the nesting season: effects on avian abundance and diversity. *J. Wildl. Manag*. 86, e22188.

Yosef, R., & Tryjanowski, P. (2024). Progress in Shrike Research: Global Trends, Challenges, and New Directions. *Eur. J. Ecol*. 10, 1-4.

« *Diagno-Decline* », nouvelle méthode pour objectiver le dépérissement du chêne-liège (*Quercus suber* L.) dans le bassin méditerranéen

"Diagno-Decline", *new method to objectify the decline of cork oak (*Quercus suber *L.) in the Mediterranean basin*

Lounis YOUCEF KHODJA[1, 2, *]

1. Laboratoire de recherche en écologie et énvironnement, Faculté SNV, Université A. Mira de Bejaia, Algérie.
2. Département d'écologie et environnement, Faculté SNV, Université Sétif 1, Algérie.

* Auteur correspondant : lounisyoucefkhodja@gmail.com

Résumé

Le but de ce travail est de mettre à la disposition des chercheurs en matière de phytopathologie une nouvelle méthode pour objectiver le dépérissement du chêne-liège. La méthode Diagno-Decline*, plus pratique et largement appuyée sur la littérature scientifique sur le sujet, permet de reconduire les différents protocoles d'étude de dépérissement des suberaies en standardisant les signes symptomatologiques de dépérissement. À l'aide des techniques et des formules mathématiques, cette approche permet de bien évaluer l'état phytosanitaire de l'arbre et des peuplements étudiés, et sera un outil fiable pour les études diachroniques de dépérissement en permettant de présenter un pronostic du devenir des systèmes forestiers. Ainsi, elle permet de faire ressortir les premiers facteurs les plus actifs en cause : abiotiques, tels que les blessures et les aléas climatiques, et biotiques, tels que l'entomofaune phyllophage et xylophage. Ces facteurs sont répartis en facteurs prédisposants, facteurs déclenchants et facteurs aggravants du dépérissement. En outre, cette approche permet d'établir une carte de distribution des individus dépéris accompagnés de leur état physiologique et leur taux de dépérissement. Le dépérissement « massif » et « dispersé/parcellaire », deux concepts évoqués pour la première fois dans l'étude de dépérissement, peuvent être ajoutés à l'ensemble des concepts, définitions et caractéristiques générales des dépérissements forestiers.*

Mots-clés : chêne-liège (*Quercus suber*), dépérissement, *Diagno-Decline*, phytopathologie, signes symptomatologiques, subéraie.

Abstract

The aim of this work is to provide researchers in phytopathology with a new method to objectify the decline of cork oak. The "Diagno-Decline" method, more practical and backed up by numerous references on the subject, allows repeating the different protocols for studying the decline of cork oak forests by standardizing the symptomatological signs of decline. Using mathematical techniques and formulas, this approach allows to properly assessing the phytosanitary state of the studied trees and the stands, and will be a reliable tool for diachronic studies of forest decline, enabling the development of informed projections of the future of forest ecosystems. The first most active factors involved in decline are abiotic factors, such as injuries and climatic hazards, and biotic factors such as phyllophagous and xylophagous entomofauna. These factors are divided into predisposing factors, inciting factors and contributing factors. In addition, it allows for the establishment of a distribution map of the declining individuals accompanied by their physiological state and their rate of decline. "Massive" and "dispersed/plots" decline, two concepts first mentioned in the study of dieback, can be added to the set of concepts, definitions and general characteristics of forest decline.

Keywords: cork oak (*Quercus suber*), decline, Diagno-Decline, phytopathology, symptomatological signs.

Introduction

Le chêne-liège (*Quercus suber* L.) croît spontanément dans les étages méso-méditerranéens, dans les régions méridionales de l'Europe et sur le littoral du nord de l'Afrique (Lamey 1893 ; Quézel 1999). Les suberaies du pourtour méditerranéen subissent des pressions multiples en réduisant leur densité et leur superficie (Chakali *et al*. 2002 ; Varela 2008). Le dépérissement est l'une des pressions la plus frappante causant une mortalité anormale de chêne-liège (Bouhraoua *et al*. 2019 ; Letreuch-Belarouci *et al*. 2009).

La complexité du phénomène de dépérissement des systèmes forestiers en général (Cailleret *et al*. 2010 ; Haubruge *et al*. 2006 ; Landmann 1994 ; Legrand 1992 ; Ponton 2002) et les suberaies en particulier (Barky & Abourouh 1996 ; Benketfi *et al*. 2006 ; Guillaumin *et al*. 1985 ; Hamoutahra 2013 ; Inácio *et al*. 2005 ; Ruiu *et al*. 2005 ; Sousa *et al*. 2005) a soulevé plusieurs méthodes de notation symptomatique de dépérissement à savoir : « *Méthode architecturale* » (Raimbault & Tanguy 1993), « *Depefeu* » (Nageleisen 1996), « *Déficit foliaire* » (Nageleisen 2005), « *Mortalité de branches* » (Vidal *et al*. 2007) « *Depefeu flash* » (DSF 2010), « *Archi* » (Drénou *et al*. 2013), « *ICP Forests* » (Eichhorn & Roskams 2013), « *Dépéris* » (Goudet & Nageleisen 2019), et « *Phenotypic Decline Index* (PDI) » et « *Decline Acuteness Index* (DAI) » (Finch *et al*. 2021).

Les plus notables méthodes de notation symptomatologique de dépérissement sont la méthode « *Archi* » et la méthode « *Dépéris* » qui s'intéressent à la mise en évidence du stade de développement d'un végétal (jeune, adulte, mature et sénescent), et de son état phytosanitaire (stress, résilience, descente et repli de cime) (Drénou *et al*. 2019 ; Goudet & Nageleisen 2019 ; Rosa *et al*. 2019). Plus particulièrement, la méthode « *Archi* » et « *Archi*-chêne-liège » s'occupent de l'aspect architectural du houppier et de la résilience des arbres qui s'ajoutent au relevé des symptômes habituels du houppier (mortalité anormale, réitération, ramifications, suppléants, etc.) en pronostiquant le devenir de l'arbre (Drénou & Caraglio 2019). En revanche, la méthode « *Dépéris* » s'intéresse à l'aspect dynamique et physiologique de dépérissement hors la saison végétative pour les feuillus (chêne en l'occurrence) comme signes symptomatologiques de leur dépérissement (Goudet & Nageleisen 2019).

Par ailleurs, ces méthodes de notation ne renseignent ni sur les causes de dépérissement, qu'elles soient biotiques ou abiotiques, ni sur les raisons des comportements individuels des arbres liés à l'âge ou encore à la sylviculture pratiquée (Drénou 2022 ; Nageleisen 2005 ; Raimbault & Tanguy 1993 ; Rosa *et al*. 2019 ; Sbrescia 2016).

Cependant, ces méthodes, dans leur ensemble, s'occupent de la mise en évidence du stade de développement de l'arbre et de son état phytosanitaire (Drénou *et al*. 2019 ; Rosa *et al*. 2019).

Par ailleurs, les études étiologiques de dépérissement du chêne-liège se basent sur des méthodes et des protocoles non conventionnels dépourvus de précision et d'échantillonnage adéquat, qui s'aperçoivent à travers le mauvais choix des facteurs en cause, ce qui favorise l'échantillonnage subjectif non probabiliste (Beaud 2009 ; Ferretti 1998), l'aberration dans les résultats et l'incohérence des recommandations à suivre avec le pronostic de phénomène (Drénou 2022 ; Nageleisen 2005 ; Raimbault & Tanguy 1993 ; Sbrescia 2016).

En effet, beaucoup d'études se focalisent sur les facteurs globaux, les considérant comme des facteurs clés de dépérissement, tels que la sécheresse (Fenineche 2005 ; Goudet & Nageleisen 2019 ; Mirault & Regad 1992 ; Rouibah *et al*. 2018), l'insuffisance d'éléments chimiques dans le sol (Huber 1978 ; Huber & Jones 2013), les incendies répétés (Bouhraoua *et al*. 2019), et l'infection des sols par *Phytophthora cinnamomi* Rands (Camilo-Alves *et al*. 2013 ; Moreira 2005, 2002 ; Scanu *et al*. 2013). Cependant, la coexistence des individus dépéris et les individus non dépéris dans le même peuplement, dans la même station, voire juxtaposés, met en cause les hypothèses exprimant le primitivement de phénomène de dépérissement du chêne-liège par les facteurs globaux.

Par conséquent, l'intégration des indicateurs des facteurs particuliers propres à chaque individu du chêne-liège est obligatoire dans la recherche des facteurs qui diminuent la vitalité des individus. Ces indicateurs peuvent être regroupés en trois catégories : les indicateurs des facteurs biotiques (attaques fongiques et xylophage) (Ciesla & Donaubauer 1994 ; Costa *et al*. 2020, 2022 ; Nageleisen *et al*. 1990 ; Nageleisen 1994a), indicateurs des facteurs abiotiques (climatiques) (Sousa & Kadiri 2005), et les indicateurs des facteurs

anthropiques (feu de forêt, démasclage, blessures) (Lamey 1893 ; Trabaud 1992). Ces facteurs peuvent être répartis en facteurs prédisposants des arbres, facteurs déclenchants et facteurs aggravants (Nageleisen 1994a ; Sinclair 1965, 1967 ; Stewart 1969). C'est dans ce contexte que s'inscrit notre démarche pour objectiver le phénomène de dépérissement du chêne-liège en utilisant une nouvelle méthode baptisée « *Diagno-Decline* ». Cette approche, dont l'acronyme signifie *Diagnosis decline* ou diagnostic de dépérissement, a pour but principal de reconduire les différents protocoles d'étude de dépérissement du chêne-liège en standardisant les signes symptomatologiques de dépérissement en cherchant les facteurs actifs qui participent dans le déclin de chêne-liège. Cette investigation peut se faire en examinant la relation entre les signes (indicateurs) symptomatologiques standards de dépérissement, les facteurs particuliers qui forment l'état phytosanitaire (morphologiques et physiologiques) des individus, et les facteurs globaux qui règnent sur les peuplements de chêne-liège. Par conséquent, faire ressortir les facteurs prédisposants, facteurs déclenchants et facteurs aggravants de dépérissement des peuplements. L'approche « *Diagnos-Decline* » permet ainsi d'établir une carte de distribution des individus dépéris accompagnés de leur état physiologique et de leur taux de dépérissement. Cette cartographie sera un outil de suivi de la dynamique de dépérissement dans le temps et dans l'espace en permettant le pronostic du devenir des peuplements.

Description de la méthode « *Diagno-Decline* »

Principe

Cette méthode baptisée « *Diagno-Decline* » se base sur la combinaison entre trois piliers : 1) les signes (indicateurs) symptomatologiques de dépérissement, 2) les facteurs spécifiques (particuliers ou accidentels) les plus fugitifs qui peuvent intervenir pour rompre l'équilibre en agissant sur l'état morphologique et physiologique des sujets de chêne-liège, et 3) les facteurs globaux pérennes qui règnent sur le peuplement conditionnant la vigueur d'un arbre.

Les facteurs spécifiques « accidentels » et ceux globaux pérennes peuvent être regroupés en facteurs de prédisposition de l'arbre, de facteurs de déclenchement du phénomène de dépérissement, et de facteurs d'aggravation de ce phénomène (Sinclair 1965, 1967 ; Stewart 1989). Selon l'intensité de ces facteurs, le dépérissement peut être brusque, rapide ou lent (Petrescu & Marcu 1966). Le principe de la méthode « *Diagno-Decline* » peut être utilisé dans toutes les études étiologiques de dépérissement des feuillus et des résineux.

L'évaluation des signes symptomatologiques de dépérissement et l'identification des facteurs qui agissent sur le dépérissement de chêne-liège sont des étapes impératives pour comprendre le phénomène de déclin de chêne-liège et pour identifier précisément les facteurs actifs de ce phénomène, et par conséquent pour préconiser les moyens d'atténuation et de lutte contre les facteurs en cause.

Signes symptomatologiques standards de dépérissement dans « *Diagno-Decline* »

Les signes symptomatologiques (indicateurs) des individus dépéris ou en dépérissement sont multiples (Bakry *et al*. 1999 ; Barky & Abourouh 1996 ; Ciesla & Donaubauer 1994).

Dans la méthode « *Diagno-Decline* », on suggère que les premiers signes symptomatologiques de dépérissement du chêne-liège sont le suintement du bois (branches/tronc) (Bakry *et al*. 1999 ; Barky & Abourouh 1996 ; Malençon & Marion 1951 ; Tuor *et al*. 1995), et la sciure blanche évacuée depuis les galeries par les insectes xylophages (Amandier & Vidal 2007 ; Belhoucine *et al*. 2011). La poussée de gourmands est un indicateur intermédiaire de dépérissement (Bakry et al. 1999 ; Marras *et al*. 1995 ; Ruiu *et al*. 2005 ; Sebei *et al*. 2004 ; Sechi *et al*. 2002). Enfin, la chlorose du feuillage, la défoliation du houppier (Benia *et al*. 2005 ; Kowsari & Karimi 2023 ; Landmann *et al*. 1995 ; Nageleisen *et al*. 1990 ; Nageleisen 1994a), la pourriture du bois et la mort de l'arbre sont les derniers symptômes (Ciesla & Donaubauer 1994 ; Kowsari & Karimi 2023 ; Nageleisen *et al*. 1990) (figure 1).

Ces signes symptomatologiques (suintement du bois, sciure blanche, poussée de gourmands, chlorose du feuillage, défoliation du houppier, pourriture du bois, mort de l'arbre), adoptés par la méthode « *Diagno-Decline* », sont les premières clés pour standardiser l'étude étiologique de dépérissement des peuplements forestiers feuillus et résineux.

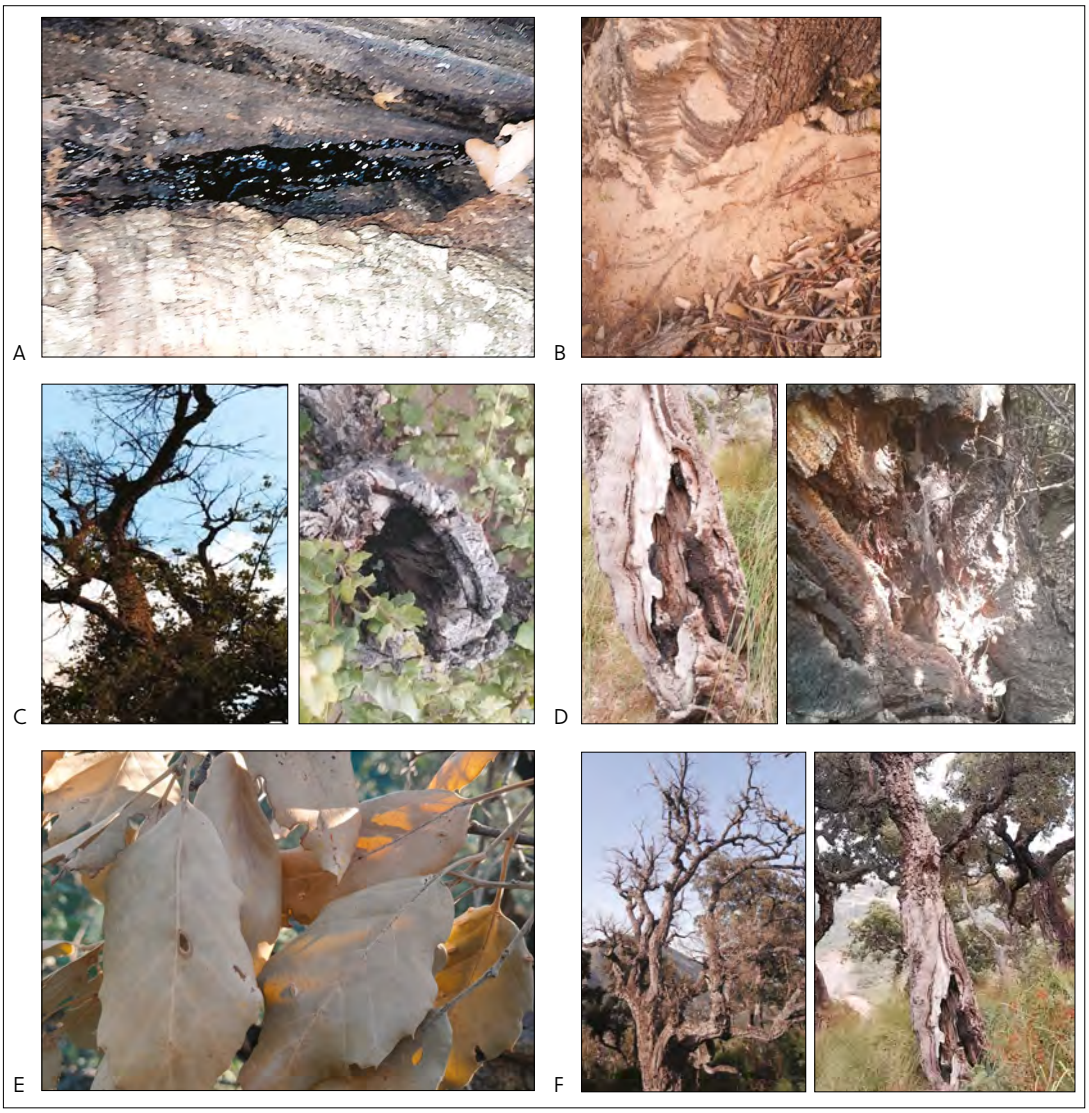


Figure 1 – Signes symptomatologiques de dépérissement du chêne-liège dans la Kabylie des Babors (Algérie).
Figure 1 – Symptomatic signs of cork oak decline in Babors Kabylia (Algeria).

En raison des difficultés de notation de certains signes symptomatologiques tels que le suintement, la sciure blanche qui peut être lavée par la pluie, la pourriture du bois, l'évaluation de ces signes doit se limiter à la simple notation de « présence/absence » (Amandier & Vidal 2007).

Pour cette raison, la méthode « *Diagno-Decline* » adopte l'évaluation des signes symptomatologiques facilement quantifiables, à savoir la défoliation du houppier et la mort de l'arbre en estimant le taux de dépérissement à la fois pour les individus et les peuplements. Cette estimation est impérative pour évaluer la dynamique de phénomène de dépérissement dans le temps et dans l'espace.

Évaluation de taux de dépérissement de l'arbre par la méthode « *Diagno-Decline* »

Dans l'ensemble, les modes d'évaluation de l'état phytosanitaire du chêne-liège sont en divergence soit dans le taux de défoliation, le taux de dépérissement, le nombre de classes, soit dans les significations phytosanitaires. Par exemple, le degré de défoliation varie entre [0-2] et est réparti en trois classes (Ben Jamâa *et al*. 2005), ([0-4], cinq classes) (Eichhorn & Roskams 2013), indice de dépérissement ([0-4], cinq classes) (Franceschini *et al*. 2002a ; Franceschini *et al*. 2002b), indice de défoliation ([1-4], quatre classes) (Bouhraoua 2003 ; Nageleisen *et al*. 1990), déficit foliaire ([0-4], cinq classes) (Renaud *et al*. 2005), taux

de mortalité de branches – manque de ramification (MB-MR) ([0-5], six classes) (MASA 2025 ; Nageleisen 2005) (tableau 1).

En outre, deux autres indices semblent moins évoqués et trop compliqués : l'indice de déclin phénotypique (PDI) et l'indice d'acuité du déclin (DAI) (Finch *et al*. 2021). Le PDI mesure la gravité du déclin et attribue aux arbres une note comprise entre [0 1], alors que le DAI permet de différencier les chênes en déclin chronique et aigu, avec un score compris entre [-1 1].

Par ailleurs, ces modes de notation des arbres (indice de défoliation, indice de dépérissement, degré de défoliation, MB-MR et PDI-DAI) sont réalisés par des appréciations visuelles de la perte de feuillage et de décoloration anormale du houppier (Kowsari & Karimi 2023). Cette aberration dans les modes de notation peut donner des représentations statistiquement erronées, en sous-estimant ou en surestimant l'état phytosanitaire réel des arbres. Par conséquent, les études de dynamique et diachroniques de dépérissement seront erronées.

Tableau 1 – Synthèse des modes d'évaluation de l'état phytosanitaire de chêne-liège.

Table 1 – Summary of methods for assessing the phytosanitary status of cork oak.

Nom de l'indice (auteurs)	Caractères évalués	Taux de défoliation (Td) / Densité (%)	Classes	État phytosanitaire de chêne-liège
Indice de défoliation (Nageleisen *et al.* 1990)	Défoliation du houppier	Td : < 25 %	1:	Arbre non défolié (arbre sain)
		Td : 30-60 %	2:	Arbre modérément défolié (arbre affaibli)
		Td : 65-95 %	3:	Arbre fortement défolié (arbre dépérissant)
		Td : 100 %	4:	Arbre mort ou sec (arbre mort)
Indice de dépérissement (Franceschini *et al.* 2002b)	Défoliation et attaques par endophytes des organes de la canopée de chêne-liège (bourgeons, feuilles, branches, écorce, bois)	Td : 0-10 %	0:	Arbre sain (attaques absentes)
		Td : 11-25 %	1:	Arbre stressé (attaques rares)
		Td : 26-60 %	2:	Arbre dépéris (attaques moyennes)
		Td : > 60 %	3:	Arbre gravement dépéris (attaques élevées)
		Td : 100 %	4:	Arbre mort
Indice de défoliation (Bouhraoua 2003)	Défoliation du houppier	Td : 0-10 %	1:	Arbre sain
		Td : 15-25 %	1:	Arbre sain
		Td : 30-60 %	2:	Arbre affaibli
		Td : 65-95 %	3:	Arbre dépérissant
		Td : 100 %	4:	Arbre mort
Degré de défoliation (Ben Jamâa *et al.* 2005)	Défoliation du houppier	Td : < 20 %	0:	Défoliation légère
		Td : [20 – 75 %]	1 :	Défoliation importante
		Td : > 75 %	2:	Défoliation très grave
Déficit foliaire (Renaud *et al.* 2005)	Défoliation du houppier	Td : 0-10 %	0:	Arbre sain
		Td : 15-25 %	1:	Arbre légèrement endommagé
		Td : 30-60 %	2:	Arbre modérément endommagé
		Td : 65-95 %	3:	Arbre sévèrement endommagé
		Td : 100 %	4:	Arbre mort
Degré de défoliation (Eichhorn & Roskams 2013)	Défoliation du houppier	Td : < 10 %	0:	Défoliation nulle
		Td : [10-25 %]	1 :	Défoliation légère (stade d'avertissement)
		Td :] 25-60 %]	2 :	Défoliation modérée
		Td :] 60-99 %]	3 :	Défoliation sévère
		Td : 100 %	4:	Défoliation mortelle
Mortalités de branches (MB) et manque de ramification (MR) (méthode *dépéris*) (feuillus) (MASA 2025; Nageleisen 2005)	Branches et ramifications	MB : 0-5 % (**10 %**)	0:	absence de symptôme ; ramifications fines très abondantes
	Remarque : MASA (2025) a modifié légèrement (en gras) les taux et les classes adoptés par Nageleisen (2005a)	MB : 6 (**11 %**) -25 %	1:	rameaux fins desséchés dans la périphérie du houppier
		MB : 26-50 %	2:	branches desséchées dans la moitié supérieure du houppier.de moins de 50 % du houppier
		MB : 51- 75 %	3:	branches mortes de plus de 50 % du houppier
		MB : 76-95 %	3⁺ **(4)** :	mortalité très importante et ramifications très nombreuses
		MB : 96-100 %	5:	houppier mort/ arbre morbide

D'ailleurs, Renaud *et al*. (2005) relèvent que la difficulté d'interprétation des données des réseaux de surveillance européen de suivi des dommages forestiers réside dans le fait que la notation de l'état des houppiers est réalisée sans l'aide d'instrument de mesure pour estimer quantitativement à 5 % près le déficit foliaire par rapport à un arbre de référence.

C'est pour ces raisons que nous adoptons, dans la méthode « *Diagno-Decline* », une technique plus pratique et incontestable, baptisée « *Photo-Grille* », qui garantit l'évaluation exact du taux de dépérissement de l'arbre (*T.dép.-arbre*) en assurant la fiabilité des études diachroniques de l'état phytosanitaire des arbres et des systèmes forestiers.

La technique « *Photo-Grille* » est conçue en superposant une grille à cellules carrées sur la photo de l'arbre de manière que la totalité du houppier soit à l'intérieur de la grille (figure 2). Le *T.dép-arbre* est calculé selon la formule suivante :

$$T.dép.\text{-}arbre\ (\%) = \frac{n}{N} \times 100$$

avec :
– **n** : nombre de carrés contenant le houppier portant les signes symptomatologiques (jaunissement/défoliation/mortalité des branches) ;
– **N** : nombre de carrés contenant tout le houppier.

L'estimation de l'état phytosanitaire de l'arbre, dans l'approche « *Diagno-Decline* », se fait sur la base du *T.dép.-arbre* en formant six classes (0-5) : 0 : arbres sains [1- 3 %] ; 1 : arbres en début de dépérissement [4-20 %] ; 2 : arbres assez dépéris [21-40 %] ; 3 : arbres moyennement dépéris [41-60 %] ; 4 : arbres gravement dépéris [61-95 %] ; 5 : arbres morts [94-100 %] (figure 3).

Évaluation de taux de dépérissement d'une station / d'un peuplement dans la méthode « *Diagno-Decline* »

Les méthodes de calcul de l'indice de dépérissement (défoliation) des peuplements varient selon la nature du peuplement, le type de maladie, et selon les appréciations des concepteurs (Derrière & Saintonge 2024 ; Finch *et al*. 2021 ; Guillaumin *et al*. 1983 ; Kowsari & Karimi 2023), ce qui peut faire attribuer des significations différentes sur l'état phytosanitaire de même peuplement (Bouhraoua 2003 ; Bouvarel 1984 ; Franceschini *et al*. 2002b ; Nageleisen 1996 ; Riom *et al*. 1982) (tableau 2). Par exemple, pour Martin *et al*. (2002), l'indice de défoliation de peuplements du chêne pubescent concerne le taux de défoliation du houppier des 20 arbres par zone. Pour un peuplement de chêne-liège, Sechi *et al*. (2002) optent pour l'estimation du nombre d'arbres présentant les symptômes de dépérissement parmi les 100 arbres d'une placette, alors que Hasnaoui *et al*. (2005) admettent des placettes de forme circulaire de 400 m^2 de superficie dans lesquelles se trouvent les arbres portant des signes de dépérissement. Par contre, Souidi & Larbi (2015) préfèrent des placettes d'échantillonnage

Figure 2 – Technique « Photo-Grille » pour l'estimation du taux de dépérissement des individus.
Figure 2 – "Photo-Grid" technique to assess the rate of decline of individuals.

Photo à droite *T.dép-arbre* = 11%, à gauche *T.dép-arbre* = 100%.
Cette technique se fait en superposant une grille à cellules identiques carrées sur la photo de l'arbre de manière que la totalité du houppier soit à l'intérieur de la grille. Le taux de dépérissement de l'arbre se calcule comme suit : le nombre de cellules couvrant la partie du houppier présentant des signes symptomatologiques (jaunissement/défoliation/mortalité des branches) divisé par le nombre de cellules couvrant tout le houppier. Le résultat est multiplié par 100.

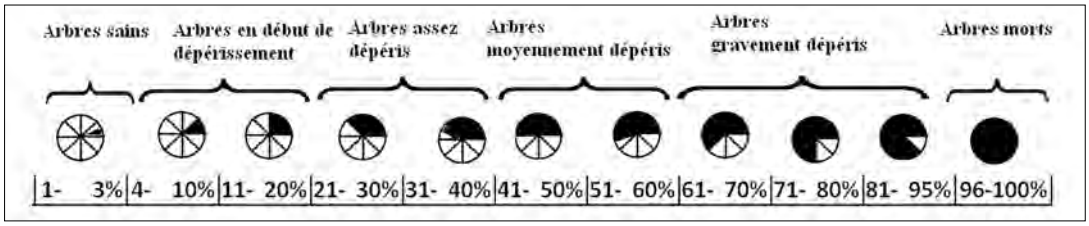


Figure 3 – États phytosanitaires des arbres (chêne-liège) selon le taux de dépérissement (T. dép.-arbre [%]) dans la méthode « *Diagno-Decline* ».

Figure 3 – Phytosanitary status of trees (cork oak) according to the decline rate (T.dep.-Tree [%]) of the "Diagno-Decline" method.

Tableau 2 – Significations de l'état phytosanitaire selon la nature de peuplement et les formules de l'indice de dépérissement.

Table 2 – Meanings of phytosanitary status according to the nature of the stand and the formulas of the decline index.

Formules d'ID	Peuplement	Valeur d'ID	Signification
$ID = \frac{nombre\ d'arbres\ morts}{nombre\ d'arbres\ morts + affaiblis}$ (Riom *et al.* 1982)	Chêne pédoncule et sessile	**ID proche de 0**	**Peuplement à faible dépérissement** (nombreux arbres affaiblis, pas de descentes de cimes, mortalités rares)
		ID proche de 1	**Peuplement à fort dépérissement** (descentes de cimes et mortalités nombreuses)
$ID = \frac{(n1P1) + n2P2) + \ldots}{N}$ (Bouvarel 1984) – **n1, n2… :** nombre d'arbres notés dans la classe de note 1, 2… 5 ; – **P1, P2… :** poids de cette note ; – **N :** nombre d'arbres de l'espèce dans la placette.	Epicéa et sapin	ID < 1	Dépérissement douteux
		1 < ID < 2	Début de dépérissement
		2 < ID < 3	Dépérissement grave
		ID > 3	Dépérissement très grave
$ID\ (Depefeu) = \left[\left(\frac{4-IM}{4}\right) \times \left(\frac{IT+IF}{2}\right) + IM\right]$ (Nageleisen 1996) – **IM :** indice de mortalité ; – **IF :** indice de masse foliaire ; – **IT :** indice de transparence.	Chêne-liège (*Quercus suber*)	[0-0,5]	Peuplement sain
		[0,51-1,50]	// très faiblement dégradé
		[1,51-2,50]	// modérément dégradé
		[2,51-3,25]	// fortement dégradé
		[3,26-3,75]	// très fortement dégradé
		[3,76-4]	// moribond
$ID = \frac{\sum (C \times F)}{N}$ (Franceschini *et al.* 2002b) – **C :** valeur de chaque classe (0-4) ; – **F :** fréquence de même classe ; – **N :** nombre total des arbres examinés.		0	Arbre sain
		1	// en début de dépérissement
		2	// en dépérissement grave
		3	// en dépérissement très grave
		4	// mort
$ID = \frac{\sum_1^1 (ni \times Pi)}{N}$ (Bouhraoua 2003) – **ni :** nombre d'arbres de la classe i ; – **Pi :** poids de la classe i (1 si i = 1 ; 2 si i = 2) ; – **N :** effectif total d'arbres observés dans la station.		ID < 1,5	Peuplement sain
		1,6 < ID < 2,0	// en début de dépérissement
		2,1 < ID < 2,5	// en dépérissement assez grave
		ID > 2,6	//en dépérissement grave
Intensité de dépérissement (ID) $ID = \frac{n}{N} \times 100\ (\%)$ (Ben Jamâa *et al.* 2005) – **n :** nombre d'arbres présentant plus de 50 % de branches mortes ; – **N :** nombre total d'arbres examinés dans la placette circulaire de 15 m de diamètre.	Chêne sessile	ID < 20	Peuplement stressé
		ID [20-40]	// dépérissant
		ID > 40	// gravement dépérissant

de superficie contenant en moyenne 12 à 15 arbres de chêne-liège par station. Enfin, Derrière & Saintonge (2024) adoptent des placettes circulaires de 15 m de diamètre.

En fait, vu ces divergences dans l'attribution des états phytosanitaires des peuplements de chêne-liège à base d'indices de dépérissement, nous adoptons, dans la méthode « Diagno-Decline », une évaluation de l'état phytosanitaire basée sur des mesures fiables pour les études diachroniques de dépérissement de peuplement du chêne-liège. Il s'agit du taux moyen de dépérissement du peuplement (*T.dép.moyen-peuplement*) qui peut remplacer les différents indices de dépérissement. D'ailleurs, le *T.dép.moyen-peuplement*, comme l'indice de dépérissement (Bouhraoua 2003 ; Martin *et al.* 2002), permet d'exprimer d'une façon directe l'état général du peuplement à partir du taux de dépérissement de l'ensemble des arbres dans la station ou du peuplement étudié. À notre connaissance, aucun travail scientifique n'a évoqué le concept du taux de dépérissement de peuplement du chêne-liège.

Le calcul du *T.dép.moyen-peuplement* de chêne-liège, dans la méthode « *Diagno-decline* », est basé sur les taux de dépérissement des placettes du peuplement, par rapport à la superficie totale occupée par le peuplement, dans lesquelles les arbres présentent des signes de dépérissement (encadré 1). Le taux de dépérissement de la placette du peuplement de chêne-liège est la moyenne des taux de dépérissement des arbres du chêne-liège [T.dép.-arbre] contenant dans la placette de superficie de 400 m² dans le cas des stations denses et les arbres distribués régulièrement (boisement). Alors que dans les stations où les arbres sont éparpillés, le nombre d'arbres dans chaque placette à prendre en compte varie entre 12 et 15 qui correspond à une superficie de 400 m² dans les suberaies naturelles méditerranéennes (Franceschini *et al.* 2002b ; Hasnaoui *et al.* 2005 ; Souidi & Larbi 2015).

Choix analytique des facteurs de dépérissement des peuplements du chêne-liège dans la méthode « *Diagno-Decline* »

L'étude étiologique de dépérissement d'un peuplement forestier doit passer impérativement par l'analyse des différents paramètres de l'écosystème qui peuvent influer sur la vitalité des arbres (contexte climatique, contexte stationnel, contexte sylvicole, facteurs biotiques), ce qui permet de mettre en évidence un cortège de facteurs de dépérissement (Nageleisen 1994a).

Types de dépérissement des peuplements

Selon l'ampleur de phénomène de dépérissement on distingue deux types du dépérissement ; le dépérissement « massif » et le dépérissement « dispersé/parcellaire » des peuplements.

Dans le cas de dépérissement « massif », quel que soit sa vitesse de progression (progressive ou brusque), le dépérissement touche la quasi-totalité des individus de peuplement. Dans ce cas, les facteurs en cause peuvent être des facteurs généraux abiotiques d'ordre atmosphérique (pollutions), climatique, hydriques géographique et pédologique qui règnent sur le peuplement, ou bien des facteurs biotiques d'ordre cryptogamique ou entomologique. Un grand nombre de cas de dépérissement massif de peuplement forestier (plus de 200 cas) a été signalé (Vennetier 2012). Généralement, ce type de dépérissement se rencontre dans les taillis et les futaies dans lesquels les sujets peuvent avoir le même état physiologique, lors des aléas climatiques tels que la sécheresse ou les invasions par les agents phytopathogènes. Par exemple, le dépérissement massif des taillis de châtaignier dans les

Encadré 1

$$T.dép.moyen\text{-}peuplement\ (\%) = \left(\frac{T.dép.p1 + T.dép.p2 + \ldots T.dép.pn}{n} \right) \times \left(\frac{n \times 0{,}04}{S} \right)$$

$$T.dép.moyen\text{-}peuplement\ (\%) = \sum_{i=1}^{n} (T.dép.pi) \times \frac{0{,}04}{S}$$

avec :
– ***T.dép.pi* (%) :** taux de dépérissement de la placette i (1-n) ;
– ***n* :** nombre de placettes dans la station ou dans le peuplement ;
– ***S* :** superficie totale en hectares (ha) de la station ou du peuplement.

Pyrénées-Atlantiques est causé par l'action parasitaire [*Sirococcus* (*Diplodina*) *castaneae* (Prill. & Delacr.) JB Mey., Senn-Irlet & TN Sieber, et *Cryptodiaporthe castanea* (Tul. & C. Tul.) Wehm.] (Millischer 1953), la quasi-disparition des ormes de toute l'Europe est causée par *Ophiostoma novo-ulmi* Brasier (Pinon & Feugey 1994), l'hécatombe des pins maritimes (*Pinus pinaster* Soland) en France est causé par *Matsucoccus feytaudi* Ducasse (Riom 1994 ; Schvester & Fabre 2001), la mortalité massive des pinèdes sylvestre (*Pinus sylvestris* L.) est la conséquence directe de la sécheresse (Le Meignen & Micas 2008).

Dans le cas de dépérissement « dispersé/parcellaire », les individus de chêne-liège dépéris ou en dépérissement soit sont éparpillés (dispersés), soit forment des groupes d'individus (parcelles) dispersés dans le peuplement. Les facteurs en cause dans ce cas de dépérissement sont des facteurs particuliers propres à chaque individu ou des facteurs communs à l'ensemble des individus du peuplement. Les exemples de ce cas de dépérissement sont multiples dans les chênaies méditerranéennes (Becker & Lévy 1982a ; Gentilesca *et al*. 2017). Le dépérissement dispersé/parcellaire est observé surtout dans les suberaies naturelles dans lesquelles la résistance aux attaques biologiques diffère d'un sujet à un autre (Barky & Abourouh 1996 ; Bendjebbar *et al*. 2020 ; Bouchaour-Djabeur 2013 ; Costa *et al*. 2010, 2020, 2022 ; Linaldeddu *et al*. 2005, 2007). Ce type de dépérissement est remarqué dans les descriptions de dépérissement des chênaies européennes (*Q. robur* L., *Q. petraea* (M.) Liebl.) (Delatour 1983). Il est ainsi observé dans les cédraies (*Cedrus atlantica* (Endl.) Carrière) nord africaines : ses causes sont rattachées aux agents pathologiques (Battisti & Jactel 2010 ; Beghami *et al*. 2020 ; Zaremski *et al*. 2007) et aux changements climatiques (El Abidine 2003 ; Linares *et al*. 2011 ; Messaoudene *et al*. 2013 ; Navarro-Cerrillo *et al*. 2019).

À notre connaissance, aucun dépérissement massif (à grande échelle) de chêne-liège n'a été signalé en ce qui concerne les suberaies méditerranéennes, exception faite pour la suberaie de Maures (France) qui a subi une mortalité massive après avoir été ravagée par plusieurs incendies (Vennetier 2012). Par ailleurs, ce cas de mortalité ne doit pas être considéré comme un dépérissement (mortalité anormale), car c'est une mortalité normale progressive causée par les incendies. La défoliation de chêne-liège à grande échelle dans les suberaies d'Edough (Algérie) en 1877 et de Salamanca (Espagne) en 1860 et 1881-1883, à la suite des invasions occasionnelles de bombyx disparate (*Lymantria dispar*), insecte phyllophage, est une défoliation temporaire stressante qui dure d'un mois à deux mois parce que les arbres dont les feuilles dévorées reforment rapidement leurs feuillages (Lamey 1893). D'ailleurs Robinson (1927) rapporte le rétablissement de chêne pédonculé en 1925-1926 après avoir été attaqué par les phyllophages en 1923-1924.

De ce fait, nous optons dans la méthode « *Diagno-decline* » à la recherche des facteurs particuliers de dépérissement du chêne-liège au sein des individus du peuplement.

Les deux concepts « dépérissement dispersé/parcellaire » et « dépérissement massif », qui n'ont pas été évoqués dans les études étiologiques de dépérissement, peuvent être ajoutés à l'ensembles des concepts, définitions et caractéristiques générales des dépérissements forestiers de Ciesla & Donaubauer (1994) et de Landmann (1994).

Facteurs prédisposants de dépérissement du chêne-liège

Choix des facteurs de prédisposition

La prédisposition du végétal au dépérissement est la « disposition » de la plante hôte à être attaquée par un agent pathogène qui diminue sa vigueur en provoquant un stress et un affaiblissement prématuré (Schoeneweiss 1975 ; Sinclair & Hudler 1988).

Certaines études étiologiques suggèrent que certains facteurs globaux climatiques tels que la sécheresse (Ciesla & Donaubauer 1994 ; Fenineche 2005 ; Goudet & Nageleisen 2019 ; Mirault & Regad 1992 ; Rouibah *et al*. 2018), les facteurs édaphiques tels que l'insuffisance d'éléments chimiques dans le sol (Ciesla & Donaubauer 1994 ; Huber 1978), l'état physiologique tel que la sénescence de l'arbre à la suite de son vieillissement (Nageleisen 1994a ; Touhami *et al*. 2019), et les incendies répétés (Bouhraoua *et al*. 2019) prédisposent le chêne-liège au dépérissement.

Par ailleurs, la coexistence des individus dépéris et des individus non dépéris dans le même peuplement, dans la même station, voire juxtaposés (figure 4), remet en cause les hypothèses attribuant principalement le phénomène de dépérissement du chêne-liège

Figure 4 – Coexistence des individus de chêne-liège dépéris et non dépéris dans la suberaie de la Kabylie de Babors (Algérie).

Figure 4 – Coexistence of dead and non-dead cork oak individuals in the cork oak forest of Kabylia Babors (Algeria).

aux facteurs globaux (sécheresse, pauvreté du sol). Bien que les facteurs climatiques et édaphiques puissent être des facteurs prédisposants (Ciesla & Donaubauer 1994) dans le cas de dépérissement massif, ce type de dépérissement est très rare pour les suberaies. Le dépérissement des individus jeunes remet en cause les hypothèses impliquant le facteur de vieillissement dans le phénomène de dépérissement du chêne-liège.

En outre, la mortalité de chêne-liège liée aux incendies répétés et au vieillissement constitue un processus naturel, qui ne relève pas du dépérissement au sens strict du terme (c'est-à-dire une mortalité anormale et prématurée) de chêne-liège (Ben Jemâa & Hasnaoui 1996 ; Hasnaoui *et al*. 2005 ; Landmann 1994).

Les attaques des agents biologiques phyllophages peuvent être des facteurs prédisposant le chêne-liège au dépérissement (Barky & Abourouh 1996 ; Becker & Lévy 1982b ; Lamey 1893 ; Sinclair & Hudler 1988). Lamey (1893) suggère que la double attaque de chêne-liège par un agent phyllophage peut affaiblir l'arbre en le prédisposant aux autres attaques biologiques cryptogamiques et à celles de l'entomofaune xylophage.

De ce fait, les agents biologiques xylophages et les facteurs généraux abiotiques (sécheresse, stress hydrique, et carence d'éléments nutritifs) ne peuvent en aucun cas être des facteurs de disposition du chêne-liège au dépérissement. La mortalité de chêne-liège due aux incendies ou au vieillissement est une mortalité normale. Ce constat consolide la notion de dépérissement dispersé, et justifie davantage que la recherche des facteurs prédisposants qui provoquent l'affaiblissement du chêne-liège doive s'orienter vers les facteurs particuliers propres à chaque arbre. Dans l'ensemble, les facteurs prédisposants du chêne-liège sont les blessures, y compris certaines pratiques sylvicoles, suivies par les agents biologiques phyllophages.

Blessures de troncs et de branches maîtresses

Par leur anatomie (écorce protectrice, bois riche en vaisseaux ligneux et fibres typiques) et leurs fonctions physiologiques, le tronc et les branches maîtresses déterminent souvent l'allure du houppier. Un nombre important d'études étiologiques de dépérissement de chênaies (*Q. ilex*, *pubescens*, *suber*)

considèrent que la blessure est un facteur d'affaiblissement physiologique (Amandier & Vidal 2007 ; Beauverie 1905 ; Bencheva & Doychev 2022 ; Brun *et al*. 2017 ; Cabral *et al*. 1992 ; El-Assfouri *et al*. 2011 ; Gallardo & Cárdenas 2017 ; Grosclaude 1974, 1993 ; Lamey 1893 ; Malençon & Marion 1951 ; Martín *et al*. 2005 ; Montoya Oliver 1988 ; Normand 2006 ; Rouibah *et al*. 2018 ; Saadi *et al*. 2014 ; Saccardy 1938 ; Sbrescia 2016 ; Touhami *et al*. 2019).

Les mauvaises pratiques lors de récolte de liège et les démasclages en période défavorable sont l'origine principale de blessures (Ahmadi *et al*. 2022 ; Brun *et al*. 2017 ; Lamey 1893 ; Leroy & Nalin 2009 ; Ruiu *et al*. 2005 ; Sbrescia 2016 ; Touhami *et al*. 2019). Les coupes anarchiques pour l'alimentation des caprins et les bris de branches à la suite des violentes tempêtes (vent et neige) sont à l'origine secondaire de blessures (Lamey 1893 ; MAAEF 1941).

La gravité de la blessure est un paramètre très important pour estimer l'éventuel stress de l'arbre. En s'appuyant sur le barème d'évaluation des dégâts causés à l'arbre (BED) et l'indice blessure au tronc (IBT), Bonnardot *et al*. (2020) estiment que la largeur et la longueur des blessures sont suffisants pour évaluer la gravité des plaies des arbres qui favorisent la prolifération des champignons lignivores et les attaques des xylophages. En outre, la profondeur et la forme sont aussi des paramètres essentiels pour estimer le degré de la disposition de l'arbre aux attaques biotiques (Larrieu *et al*. 2018). Il s'ajoute à ces paramètres l'orientation de la blessure et la circonférence de l'arbre. L'arbre portant une blessure de grande taille exposée directement aux eaux de pluie procure plus de risques de pourriture de son bois entraînant le dépérissement progressif du houppier (Lamey 1893), alors que sur les branches de faible diamètre, le recouvrement rapide de la blessure n'est accompagné d'aucune altération du bois de l'arbre (MAAEF 1941).

Ainsi, un arbre peut être affaibli à la suite de blessures majeures, bien que la blessure seule ne cause pas de dépérissement (Sinclair & Hudler 1988).

Lors de la récolte de liège, la sécheresse provoque la diminution de la circulation de la sève, et le liège ne se soulève plus que difficilement. Dans ce cas, l'assise subéro-phellodermique productrice du liège et l'assise libéro-ligneuse qui assure la nutrition en sève brute et élaborée peuvent être endommagées (Correia *et al*. 1992 ; Laberche 2010 ; Lamey 1893). À la suite de l'infiltration des eaux de pluie à travers les graves blessures (bois et aubier nus), les tissus de l'appareil conducteur du chêne-liège (vaisseaux, fibres libriformes, fibres trachéides) s'altèrent assez promptement parce qu'ils sont sensibles à l'humidité (Piazzetta 2016 ; Pinto-Correia & Mascarenhas 1999 ; Pintus & Ruiu 2004). Cette altération provoque un stress physiologique du houppier (Grosclaude 1993 ; Lamey 1893), et favorisent les attaques des agents biologiques cryptogamiques (Ahmadi *et al*. 2022 ; Bencheva & Doychev 2022 ; Bendjebbar *et al*. 2020 ; Capretti & Mugnai 1987 ; Jacobs *et al*. 1997 ; Malençon & Marion 1951 ; Vannini *et al*. 1996) et de l'entomofaune (Amoura *et al*. 2014 ; Belhoucine *et al*. 2011 ; Belhoucine & Bouhraoua 2012 ; Cao & Luciano 2005).

En utilisant le dendromicrohabitat de Larrieu *et al*. (2018), qui distingue les formes, groupes et types des blessures, et les études traitant des réactions des arbres à la suite des blessures (Belhoucine & Bouhraoua 2012 ; Bonnardot *et al*. 2020 ; Bouhraoua 2003 ; Bouhraoua *et al*. 2019 ; Lamey 1893 ; MAAEF 1932, 1941), nous suggérons le degré de disposition du chêne-liège à être attaqué par des agents cryptogamiques et xylophages selon l'exposition de la blessure aux eaux des pluies (tableau 3). La typologie des blessures et les conséquences des mauvaises pratiques sylvicoles sur l'état phytosanitaire des chênes-lièges sont constatées dans la suberaie de la Kabylie des Babors et illustrées dans la figure 5.

Il semble que le démasclage est un facteur important qui favorise la blessure du tronc perturbant l'alimentation en eau, en sels minéraux et la photosynthèse provoquant la décoloration et la défoliation du feuillage de chêne-liège suite à la détérioration de l'assise subéro-phellodermique et l'assise libéro-ligneuse. De ce fait, les blessures d'origine anthropiques lors des pratiques aberrantes de démasclage, d'élagage, de coupes anarchiques que subissent le tronc de chêne lège, et les blessures d'origine naturelles lors de violentes tempêtes que subissent les branches maitresses de l'arbre, sont des facteurs qui prédisposent l'arbre aux attaques cryptogamiques, de l'entomofaune xylophage, et à la détérioration des propriétés physiques du bois.

Cavité à terreau de tronc

Bois sans écorce

Cavité à terreau semi-ouverte

Bois de cœur pourri (*B. mediterranea*) : arbre coupé après son dépérissement total

Orifices et galeries d'insectes

Bris de charpentière (tronc) avec bois de cœur apparent

Pourriture de bois dans la cavité à terreau de pied

Dendrotelme en bas de pied (exposé aux pluies)

Dendrotelme au tronc (rempli d'eau) avec attaque cryptogamique (***Xanthochrous rheades*** (Pers.) Pat.)

Dendrotelme au milieu de pied (non exposé aux pluies)

Dendrotelme au milieu de pied (exposé aux pluies)

Fente (longueur >30 cm)

Cavité à terreau ouverte vers le haut

Attaque cryptogamique (*Schizophyllum commune* Fr. : Fr.) de la mère

Cavité à terreau de pied au contact du sol

Attaque d'insecte (*Platypus cylindrus* F.) de la mère et le bois quelques semaines après démasclage (Août 2024)

Bois infesté par des fourmis (*Crematogaster scutellaris* Oliv.)

Écoulement de la séve quelques jours après démasclage (août 2024)

Figure 5 – Types de blessures et conséquences des mauvaises pratiques sylvicoles dans la suberaie de la Kabylie des Babors (Algérie).

Figure 5 – Types of injuries and consequences of poor forestry practices in the cork oak forest of Babors Kabylia (Algeria).

Tableau 3 – Degré de prédisposition de chênes (*Q. suber* L.) au dépérissement selon le dendromicrohabitat.
Table 3 – Degree of predisposition of oaks (Q. suber L.) to decline according to dendromicrohabitat.

Formes blessures		Cavités				Blessure en bois apparent	
Groupes blessures		**Loges de pic**	**Cavités à terreau**	**Orifices et galeries**	**Concavités**	**Aubier apparent**	**Aubier et bois de cœur apparents**
Types	❶	Loge de petite taille ; Ø < 4 cm	Cavité à terreau de pied (contact avec le sol) Ø > 10 cm	Orifices et galeries d'insectes : Ø > 2 cm ou S > 300 cm²	Dendrotelme Ø > 15 cm	Bois (démasclage) sans écorce S > 300 cm²	Cime brisée par le vent Ø > 20 cm²
	❷	Loge de taille moyenne Ø = 4–7 cm	Cavité à terreau de tronc (sans contact avec le sol) ; Ø > 10 cm		Trou de nourrissage de pic ; P > 10 cm, Ø > 10 cm	Blessure due au feu ; S > 600 cm²	Bris de charpentière au niveau du tronc avec bois de cœur apparent S > 300 cm²
	❸	«Flûte » de pic ≥ 3 loges en ligne, Ø > 3 cm	Cavité à terreau semi-ouverte Ø > 30 cm		Concavité à fond dur de tronc ; P > 10 cm, Ø > 10 cm	Écorce décollée formant un abri (ouvert vers le bas)	Fente (démasclage) Lo > 30 cm, L > 1 cm, S > 10 cm²
	❹	Loge de grande taille Ø > 10 cm	Cavité à terreau, avec/sans contact avec le sol, ouvert vers le haut ; Ø > 30 cm		Concavité racinaire Ø > 10 cm	Écorce décollée formant une poche (ouverte vers le haut).	Fente causée par la foudre ; Lo > 30 cm, L > 1 cm, P > 10 cm
	❺		Branche creuse Ø > 10 cm				Fente au niveau d'une fourche ; Lo > 30 cm

Ø : diamètre ; L : largeur ; Lo : longueur ; P : profondeur ; S : surface.

	Disposition d'attaque (au dépétrissement)						
Blessure exposée à l'eau de pluie	**Cryptogamique**	Moyenne [❶,❷,❸], Élevée [❹]	Très élevée [❹] Élevée [❶,❷,❸,❺],	Élevée [❶]	Élevée [❶, ❸, ❹] Faible [❷]	Élevée [❶,❹] Faible [❸] Nulle [❷]	**Cryptogamique :** Très élevée [❶,❷,❸, ❹,❺] **Entomologique :** Élevée [❶,❷,❸, ❹,❺]
	Entomologique	Faible [❶,❷,❸,❹]	Faible [❶,❷,❸,❹,❺]	Très élevée [❶]	Faible [❶,❷,❸, ❹]	Élevée [❶, ❸, ❹] Nulle [❷]	
Blessure non exposée à l'eau de pluie	**Cryptogamique**	Faible [❶,❷,❸,❹]	Faible [❶,❷,❸,❹, ❺]	Moyenne [❶]	Moyenne [❶, ❷, ❸, ❹]	Moyenne [❶,❹] Faible [❸] Nulle [❷]	
	Entomologique	Élevée [❶,❷,❸,❹]	Élevée [❶,❷,❸,❹, ❺]	Élevée [❶]	Élevée [❶,❷,❸, ❹]	Élevée [❶, ❸, ❹] Nulle [❷]	

Les insectes phyllophages

Les insectes phyllophages exploitent les feuilles de différentes façons, en les découpant, en les décapant, en les perforant pour exploiter les liquides intracellulaires et la sève, en provoquant la formation d'une galle et l'affaiblissant les arbres infectés (Villemant & Fraval 1993). Le référentiel taxonomique des insectes utilisé dans ce travail est celui de NINA insect database (Ødegaard *et al*. 2026).

Les plus notables phyllophages du chêne-liège dans le bassin méditerranéen sont : le bombyx disparate (*Lymantria dispar* L.) et la tordeuse verte du chêne (pyrale verte) (*Tortrix viridana* F.).

Le bombyx disparate est le plus actif défoliateur du chêne-liège dans le bassin méditerranéen (Belabbas 2010 ; Ben Jamâa *et al*. 2002 ; Delatour 1983 ; Fraval 1989 ; Ouakid *et al*. 2005 ; Serrão 2002 ; Tiberi *et al*. 2016 ; Tobin 2024 ; Villemant 2003). La défoliation de chêne-liège se fait par les chenilles depuis mi-avril à juillet, alors que les adultes apparaissent en juin et juillet (Lamey 1893 ; Tiberi *et al*. 2016 ; Villemant 2003), comme ils peuvent être rencontrés au mois d'août (Solomon *et al*. 1987) (tableau 4). En temps ordinaire, leurs dégâts sont minimes, mais dans des circonstances particulières, à savoir la bonne qualité du feuillage nutritif et l'absence de l'action antagoniste d'insectes prédateurs ou parasitoïdes et de micro-organismes entomopathogènes qui favorise leur multiplication (Mnara *et al*. 2005 ; Villemant 2010), les chenilles de ce papillon dévorent toutes les feuilles sur leur passage (Lamey 1893 ; Mnara *et al*. 2005).

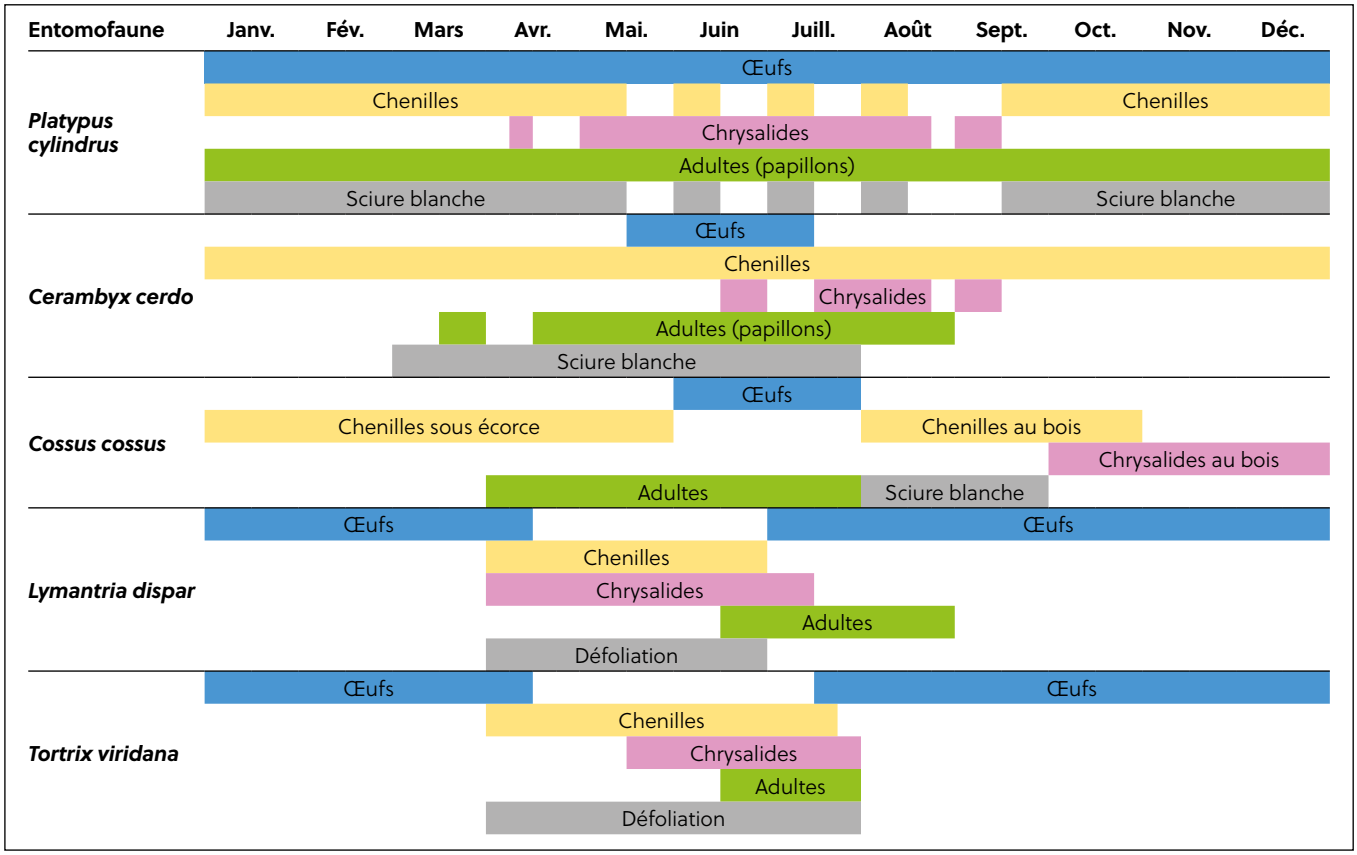
Le risque de dépérissement d'une suberaie par le bombyx disparate est très rare, mais il peut avoir lieu si une double attaque a lieu dans la même année (Lamey 1893). Les attaques par le bombyx disparate provoquent une défoliation temporaire et pas un dépérissement irréversible (Lamey 1893 ; Villemant 2003). À notre connaissance, aucune double attaque annuelle n'a été signalée dans les suberaies méditerranéennes.

En plus des attaques des suberaies d'Edough en 1877 et de Salamanca (1860-1883) (Lamey 1893) au XIX^e^ siècle, le bombyx disparate a ravagé de nombreuses suberaies au XX^e^ et au XXI^e^ siècle telles que la suberaie de Porto-Vecchio (Corse), d'Alsace en 1994 (Landmann & Barthod 1996), et de Tamentout (Algérie) en 2002 (Kherris 2003). Ces attaques temporaires n'ont pas produit de dépérissement irréversible.

À l'état larvaire, les chenilles de *T. viridana*, la tordeuse verte du chêne, attaquent les bourgeons et les feuilles jeunes, pendant la saison allant d'avril jusqu'à mi-juillet (Luciano & Prota 1995) (tableau 4), réduisant leurs surfaces foliaires et provoquant un déséquilibre physiologique chez le chêne-liège (Sousa *et al*. 2005 ; Tiberi *et al*. 2016 ; Villemant & Fraval 1993). L'éclosion des œufs se synchronise parfaitement avec le débourrement du chêne-liège (Du Merle 1999). Les chenilles ne consomment pas les feuilles plus âgées de chêne-liège à cause de la teneur plus élevée des composés phénoliques (Feeny 1970 ; War *et al*. 2012).

Dans la zone méditerranéenne, *T. viridana* provoque de fortes défoliations cycliques des chênes-lièges (Du Merle & Mazet 1990 ; Villemant & Fraval 1993). En Algérie, de fortes infestations, d'une durée d'environ deux à trois ans, sont suivies d'intervalles de latence de cinq ans (Bouchaour-Djabeur 2013 ; Chakali *et al*. 2002), tandis qu'en Italie, les épidémies surviennent tous les six à dix ans et durent de trois à cinq ans (Luciano & Prota 1995 ; Serra *et al*. 2002). Cette espèce est signalée dans les suberaies marocaines avec une génération par an (Slim *et al*. 2015 ; Villemant & Fraval 1993), portugaises (Branco *et al*. 2014 ; Mendes 1913 ; Serra *et al*. 2002), et en Tunisie (Ezzine *et al*. 2025 ; Touhami *et al*. 2019).

Tableau 4 – Phénologie des insectes xylophages et phyllophages redoutables et leurs impacts sur le chêne-liège.
Table 4 – Phenology of major xylophagous and phyllophagous insects and their impacts on cork oak.



Traitements sylvicoles

L'absence et l'abandon des aménagements forestiers peuvent être un des facteurs initiaux prédisposant le chêne-liège au dépérissement (Ben Jamâa *et al*. 2006 ; Bouchaour-Djabeur 2013 ; Sbrescia 2016 ; Sousa & Debouzie 2002). Par ailleurs, lors de l'étude de création d'un réseau de surveillance de dépérissement des suberaies en Sardaigne (Italie), Ruiu *et al*. (2005) ont remarqué que les pires conditions phytosanitaires se rencontrent dans les suberaies où la gestion forestière s'éloigne, souvent de façon sensible, des conditions correctes d'application des méthodes sylvicoles. Cette situation est confirmée dans certaines parties du Portugal et d'Espagne plus particulièrement dans les zones de *montado* et de *dehesa*, soumises à une exploitation plus intensive du sol (surpâturage, cultures intercalaires, destruction de la couche superficielle de la rhizosphère, débroussaillement intensif) (Varela 2008).

En effet, les coupes d'élagage dans les souches de chêne-liège créent des désordres physiologiques profonds tout en favorisant *a priori* les infections par les insectes pathogènes depuis les larges surfaces de section produites (Lamey 1893 ; Malençon & Marion 1951), et par conséquent la prédisposition de l'arbre au dépérissement. Le recouvrement de la blessure dépend de la distance à laquelle est coupée la branche, de la forme et de la dimension de la section de la branche. La cicatrisation est particulièrement difficile pour des blessures dont les bords sont irréguliers (frottures) et que l'on peut comparer à des plaies contuses. Si la branche est de faible diamètre, la blessure est petite et le recouvrement de la blessure devient rapide. Avec des branches de plus fort diamètre, surtout chez certaines espèces, la pourriture risque cependant de se produire (MAAEF 1941).

D'un autre côté, l'absence de débroussaillement peut favoriser l'installation et la pullulation de champignons redoutables tels que *Biscogniauxia mediterranea* (De Not.) Kuntze, ou *Diplodia corticola* (Fr.) Fr, associés au coléoptère *Platypus cylindrus* Fabricius causant le déclenchement de dépérissement, suivi par la mort du chêne-liège (Bouchaour-Djabeur 2013 ; Sousa *et al*. 2005 ; Sousa & Debouzie 2002 ; Sousa & Kadiri 2005).

Enfin, les travaux de labour dans les boisements de chêne-liège peuvent endommager le système racinaire, produisant des concavités racinaires et des blessures des racines superficielles, car les blessures de cette nature sont très nuisibles aux jeunes chênes-lièges (Lamey 1893 ; Larrieu *et al*. 2018 ; Piazzetta *et al*. 2014).

Facteurs déclenchants de dépérissement du chêne-liège

Les facteurs déclenchants de dépérissement du chêne-liège sont en grande partie des facteurs biotiques (cryptogamiques et entomofaune) qui incitent le début de dépérissement à la suite de la faiblesse physiologique de l'arbre (Amoura *et al*. 2014 ; Ciesla & Donaubauer 1994 ; Lamey 1893 ; Manion 1981 ; Sousa *et al*. 2005 ; Sousa & Debouzie 2002 ; Touhami *et al*. 2019).

Le référentiel taxonomique des agents cryptogamiques utilisé dans ce travail est celui de l'IndexFungorum (2026).

Analyse des agents cryptogamiques

De nombreuses espèces cryptogamiques sont suggérées comme facteurs de dépérissement du chêne-liège dans le bassin méditerranéen. Elles appartiennent à trois classes fongiques : la classe d'Ascomycota tels que *Biscogniauxia mediterranea* (De Not.) O. Kuntze, *Cystodendron dryophilum* (Pass.) Bubák, *Diplodia corticola* Fr., *Fusarium oxysporum* Schltdl, *Stuartella formosa*, la classe de Basidiomycota tels que *Armillaria mellea* (Vahl) P. Kumm., *Fomes fomentarius* (L.) Fr., et *Meripilus giganteus* (Pers.) P. Karst, *Pleurotus ostreatus* (Jacq.) P. Kumm., et la classe Oomycota tels que *Phytophthora cinnamomi* Rands.

Dans l'ensemble, les suggestions de facteurs déclenchants de dépérissement du chêne-liège dans le bassin méditerranéen sont portées en grande majorité sur trois espèces fongiques à savoir : *B. mediterranea*, *D. corticola* et *P. cinnamomi*.

Biscogniauxia mediterranea (syn. *Hypoxylon mediterraneum* (De Not.) Ces. & De Non.) se présente sous l'aspect de plaques carbonatées, d'abord sous-corticales, puis érumpantes, épaisses de 2 mm, à contour elliptique longitudinalement étiré et de dimensions très diverses appelés « stromas » (Franceschini *et al*. 2002a ; Malençon & Marion 1951). Le cycle biologique de *B. mediterranea* passe par une phase endophytique chez les arbres vigoureux et en bonnes conditions végétatives, et par une phase parasitaire chez

les arbres stressés (Solomon *et al*. 1987 ; Vannini *et al*. 1996). Les ascospores se propagent d'un arbre à l'autre à l'aide du vent (Solomon *et al*. 1987). La fructification de *B. mediterranea* atteint son optimum sur les troncs démasclés du chêne-liège avec l'augmentation des quantités de précipitations (Bendjebbar *et al*. 2020). Son développement avancé fait déchirer l'écorce dont l'assise subéro-phellodermique est complètement détruite (Barky & Abourouh 1996) (figure 4). La pénétration de mycélium de *B. mediterranea* peut arriver jusqu'à la moelle passant par le xylème, qui paraît bruni, et à travers les vaisseaux conducteurs (Franceschini *et al*. 2002a ; Vannini & Valentini 1994). *B. mediterranea* bénéficie des galeries des insectes xylophages pour pénétrer dans le bois du chêne-liège (Villemant & Fraval 1993) en provoquant le suintement du tronc et des branches de chêne-liège (Hawksworth 1972 ; Bencheva & Doychev 2022 ; Costa *et al*. 2022, 2020 ; Henriques *et al*. 2014 ; Linaldeddu *et al*. 2005 ; Malençon & Marion 1951 ; Inácio *et al*. 2005 ; Sechi *et al*. 2002 ; Fraval 1989 ; Malençon 1952).

Il est toutefois intéressant de noter à cet égard que *B. mediterranea* n'est pas doué d'un haut pouvoir pathogène, incapable d'attaquer des sujets intacts et vigoureux, et ne fructifie jamais sur du bois privé de son revêtement d'écorce (Malençon & Marion 1951). Par conséquent, *B. mediterranea* est sans doute derrière le suintement du tronc et des branches de chêne-liège (Bencheva & Doychev 2022 ; Costa *et al*. 2022 ; Hawksworth 1972 ; Henriques *et al*. 2014 ; Inácio *et al*. 2005 ; Linaldeddu *et al*. 2005 ; Malençon & Marion 1951 ; Sechi *et al*. 2002). Ces cas ont été constatés dans la suberaie de la Kabylie des Babors (figure 6).

Diplodia corticola A.JL Phillips, A. Alves & J. Luque (syn. *Diplodia mutila* (Fr.) Mont.), anamorphe de *Botryosphaeria stevensii* Shoemaker (Alves *et al*. 2004), attaque les arbres blessés lors du démasclage (Piazetta 2016), provoquant le flétrissement de feuilles (dessèchement botryosphaérien), la formation de chancres sur les troncs et les branches, et la nécrose des tissus conducteurs (Barky & Abourouh 1996 ; El-Badri & Abadie 2000 ; Evidente *et al*. 2003 ; Piazetta

Figure 6 – Déchirure de liège mâle (à gauche), liège femelle (au milieu), de tronc et de branche (à droite) par *B. mediterranea*.
***Figure 6 – Tear of male cork (left), female cork (middle), trunk and branch (right) by* B. Mediterranea.**

2016 ; Ragazzi *et al*. 1997). La dynamique de développement de *D. corticola* et son mode pathologique au sein du chêne-liège sont bien illustrés dans plusieurs études (El-Badri & Abadie 1999, 2000 ; Evidente *et al*. 2003 ; Muñoz-Adalia & Colinas 2021).

Par ailleurs, la suggestion de *Phytophthora cinnamomi* Rands, comme un facteur de dépérissement du chêne-liège, peut être remis en cause pour plusieurs raisons : 1) le pouvoir pathogène de *P. cinnamomi* sur *Q. suber* n'est vérifié que sur les racines de semis en pot dans les laboratoires, et/ou sur des plantules dépéris dans les pépinières (Antonelli *et al*. 2022 ; Brasier 1996 ; Camilo-Alves *et al*. 2013 ; Erwin & Ribeiro 1996 ; Homet *et al*. 2019 ; Jacobs *et al*. 1997 ; Moreira & Martins 2005 ; Scanu *et al*. 2013), mais pas sur les racines des arbres dépéris dans la nature. 2) *P. cinnamomi* a un géotactisme négatif (Carlile 1983 ; Duniway 1983), ce qui justifie son absence dans les grandes profondeurs où se trouvent les racines nourricières des arbres du chêne-liège car il manque de l'oxygène (hypoxie) pour son développement, et de l'eau pour son déplacement (Carlile 1983 ; Duniway 1983 ; Kong & Hong 2014 ; Zentmyer 1980). 3) Le dépérissement du chêne-liège dans les sols secs non hydrophanes (Bakry *et al*. 1999 ; Barky & Abourouh 1996 ; Ben Jamâa 2011 ; Ben Jemaa & Hasnaoui 1996 ; El Abidine 2003 ; Hasnaoui *et al*. 2005 ; Souidi & Larbi 2015 ; Varela 2008 ; Vennetier 2012) exclut l'hypothèse de l'impact major de *P. cinnamomi*, autant que de l'oomycète flagellé qui nécessite des sols humides, hydromorphes et de l'eau courante pour son développement et son déplacement (Davison & Tay 1987 ; Kliejunas & Ko 1976 ; Marçais 1992), sur le déclin du chêne-liège. Enfin 4) le non-dépérissement des chênes-lièges adjacents de l'arbre dépéri malgré le chevauchement de leurs systèmes racinaires. Ces raisons peuvent faire éloigner davantage la suggestion de dépérissement par *P. cinnamomi* surtout dans les sols non hydromorphes de la rive sud du bassin méditerranéen.

C'est pour ces raisons que la méthode « *Diagno-Decline* » se concentre essentiellement, pour objectiver le dépérissement dans l'ensemble des suberaies du bassin méditerranéen, sur deux agents cryptogamiques les plus redoutables : *Biscogniauxia mediterranea* (De Not.) Kuntze et *Diplodia corticola* (Fr.) Fr. Le dépérissement causé par ces deux espèces est un dépérissement dispersé car elles attaquent seulement les chênes stressés par la blessure.

Analyse des agents de l'entomofaune (xylophages primaires)

Le chêne-liège est constitué de matériaux ligneux (bois) et subéreux (liège) qui servent de nourriture à une grande variété d'insectes xylophages primaires pour les arbres sains ou stressés, d'insectes xylophages secondaires pour les arbres en dépérissement, et d'insectes tertiaires pour les arbres gravement dépéris ou morts (Bouget *et al*. 2005).

Dans l'ensemble, les xylophages primaires se nourrissent du bois à l'état larvaire uniquement, à l'état adulte ils sucent les exsudats sucrés sortant de l'écorce des arbres sains (Bouget *et al*. 2005). Alors que les xylomycétophages (xylomyxophages) consomment le mycélium des champignons xylophages à l'état larvaire et dégradent le bois à l'état adulte (Bouchaour-Djabeur 2013 ; Bouget *et al*. 2005).

Les insectes xylophages primaires les plus notables et les plus redoutables pour le chêne-liège sont : le platype (*Platypus cylindrus* F.), le grand capricorne (*Cerambyx cerdo* L.), et le gâte-bois (*Cossus cossus* L.) (Brustel 2001 ; Chakali *et al*. 2002 ; De Graffigny 1888 ; Lamey 1893 ; Saccardy 1938 ; Villemant & Fraval 1993).

Platypus cylindrus F. est un coléoptère xylophage primaire (Villemant & Fraval 1993). Avec la présence de mycélium des champignons, cet insecte devient xylomycétophage (Bouchaour-Djabeur 2013). Il est considéré comme un des insectes les plus redoutables impliqué dans le dépérissement du chêne-liège affaibli (Amandier 2012 ; Amoura *et al*. 2014 ; Belhoucine & Bouhraoua 2012 ; Cao & Luciano 2005 ; Ferreira & Ferreira 1989 ; Inácio *et al*. 2022 ; Lamey 1893 ; Sousa *et al*. 2005 ; Villemant & Fraval 1993). Il est nuisible aux chênes en souche et sur pied, pourvus de leur écorce, où il forme des galeries plus ou moins sinueuses qui atteignent plusieurs centimètres dans le bois (Lucas 1880 ; Solomon *et al*. 1987). Ses dégâts sont insignifiants sur le liège (Lamey 1893). La sciure blanche produite par les larves durant la saison hivernale et printanière (tableau 4), évacuée des galeries par les mâles (Fraval & Villemant 1997) et constellée sur le tronc peut être lavée par la pluie (Amandier & Vidal 2007). Ses galeries de 2 mm de diamètre endommagent le système conducteur de l'arbre (Amandier & Vidal 2007 ; Amoura *et al*. 2014 ; Belhoucine *et al*. 2011 ; Belhoucine & Bouhraoua 2012 ; Cao & Luciano 2005 ; Lamey 1893 ; Sousa *et al*.

2005 ; Sousa & Debouzie 2002) (figure 1), et servent de milieu favorable pour la fructification d'un ensemble de champignons filamenteux écosymbiotiques (ambrosia) pouvant déclencher le phénomène de dépérissement. L'ambrosia de *P. cylindrus* contient essentiellement *Biscogniauxia mediterranea* (De Not.) Kuntze, *Botryosphaeria* sp., *Ophiostoma* sp., *Penicillium* sp., *Raffaelea canadensis* LR Batra, *R. montetyi* M. Morelet, *Trichoderma* sp. (Amoura *et al*. 2021) et *Ceratocystiopsis quercina* ML Inácio, E. Sousa & F. Nóbrega (Inácio *et al*. 2022). Les spores d'ambrosia sont portées dans la poche thoracique (mycangia) de la femelle de *P. cylindrus* (Farrell *et al*. 2001 ; Solomon *et al*. 1987 ; Villemant & Fraval 1993).

Le platype est signalé comme un des facteurs de dépérissement de suberaies dans beaucoup de pays du bassin méditerranéen : Algérie (Amoura *et al*. 2014, 2021 ; Bouchaour-Djabeur 2013 ; Bouhraoua *et al*. 2002 ; Kherris 2003 ; Lamey 1893 ; Menaa *et al*. 2020), Maroc (Barky & Abourouh 1996 ; Fraval 1989 ; Fraval & Villemant 1997 ; Hamdaoui 1994 ; Slim *et al*. 2015 ; Sousa *et al*. 2005), Tunisie (Bellahirech *et al*. 2021 ; Bellahirech & Ben Jamâa 2015 ; Ben Jamâa *et al*. 2002 ; Lamey 1893 ; Touhami *et al*. 2019), Portugal (Catry *et al*. 2017 ; Ferreira & Ferreira 1989 ; Serrão 2002 ; Sousa *et al*. 2005 ; Sousa & Debouzie 2002), Espagne (Pérez-Sánchez *et al*. 2018 ; Soria *et al*. 1994), France (Amandier 2012 ; Amandier & Vidal 2007 ; Lucas 1880), Italie (Cao & Luciano 2005 ; Riziero *et al*. 2002).

Cerambyx cerdo L. (syn. *Cerambyx heros* Scopoli ; *Hammaticherus heros* (Scopoli)), est un coléoptère xylophage primaire pour tous les arbres (sains ou stressés) (Martín *et al*. 2005 ; Tiberi *et al*. 2016 ; Villemant & Fraval 1993) et saproxylique polyphage pour les arbres gravement dépéris (De Zan *et al*. 2017 ; Tiberi *et al*. 2016). Les femelles de cet insecte déposent leurs œufs dans les blessures dont l'aubier est découvert ou sous l'écorce. Après leur éclosion les jeunes larves creusent leurs premières galeries. C'est pendant cette période (mars-juillet) que les larves causent le plus de dommages au chêne-liège (tableau 4) en détruisant le tissu cambial (Belhoucine *et al*. 2011 ; Lamey 1893) par l'action de cellulase (Bouget *et al*. 2005). D'ailleurs, Martín *et al*. (2005) ont montré qu'il y a une corrélation étroite entre les blessures causées lors de mauvaises pratiques d'enlèvement du liège et les attaques par *C. cerdo*, bien que dans la région méditerranéenne, cette espèce se développe sur des chênes de diamètres faibles (Æ < 60 cm) (Brustel 2001 ; De Zan *et al*. 2017 ; Marianelli *et al*. 2011).

En Afrique du nord, *C. cerdo* est souvent signalé dans les suberaies d'Algérie (Belhoucine *et al*. 2011 ; Bouchaour-Djabeur 2013 ; Bouhraoua *et al*. 2002 ; Chakali *et al*. 2002 ; Ferkhi 2022 ; Lamey 1893 ; Menaa *et al*. 2020), du Maroc (El Antry 1994, 1999 ; Hamdaoui 1994 ; Slim *et al*. 2015 ; Villemant & Fraval 1993), et de Tunisie (Ben Jemâa & Hasnaoui 1996 ; Bouhraoua *et al*. 2002 ; Lamey 1893 ; Touhami *et al*. 2019). Dans les suberaies d'Europe, il est rarement signalé en France (Dodelin 2014 ; Micas 2020 ; Villemant & Fraval 1993) et en Italie (De Zan *et al*. 2017 ; Marianelli *et al*. 2011).

Cossus cossus L. (syn. *Bombyx cossus* L. ; *C. ligniperda* F. ; *Phalaena cossus* L.), est un lépidoptère xylophage primaire (Villemant & Fraval 1993). Les jeunes chenilles se fraient des trous de forme ovale (2 × 1 cm) depuis l'écorce jusqu'à l'aubier, et se nourrissent en détruisant le liber et en creusant des galeries étroites (De Graffigny 1888 ; Lamey 1893 ; Robert 1867) qui servent par la suite de voie d'attaque ultérieure par des agents cryptogamiques et par d'autres espèces de l'entomofaune (Lamey 1893 ; Villemant & Fraval 1993). C'est au mois d'avril ou de mai que le papillon atteint le terme de sa croissance faisant sortir une sciure blanche des galeries creusées par les chenilles (Beauverie 1905 ; Lamey 1893 ; Robert 1867) (tableau 4). Il s'attaque aux canaux médullaires en les parcourant de bas en haut et semble aller à la recherche de la sève ascendante (De Graffigny 1888 ; Robert 1867). La résistance du chêne-liège dépend de son diamètre ; un arbre de forte dimension peut résister pendant quelque temps, mais un jeune plant est promptement tué. Le gâte-bois ne s'attaque principalement qu'aux arbres de lisière, et ne se rencontre que très rarement à l'intérieur des forêts (Lamey 1893 ; Robert 1867). Le gâte-bois s'attaque aux arbres affaiblis comme aux arbres sains (Beauverie 1905 ; Saccardy 1938 ; Villemant & Fraval 1993). Il est signalé dans plusieurs pays du bassin méditerranéen : Algérie (Beauverie 1905 ; Chakali & Ghelem 2008 ; Kacha *et al*. 2017 ; Rouibah *et al*. 2018 ; Saccardy 1938), Maroc (Villemant & Fraval 1993), Tunisie (Beauverie 1905), France (Robert 1867).

De ce fait, il convient de noter que les espèces de l'entomofaune xylophage les plus redoutables et les plus dévastatrices de forêts de chêne-liège dans le bassin méditerranéen sont *P. cylindrus*, *C. cerdo*, et *C. cossus*. Ces agents biologiques ne sont dangereux que pour les arbres en mauvais état phytosanitaire, raison pour laquelle ils sont considérés comme des facteurs déclenchants de dépérissement des suberaies méditerranéennes. En effet, la présence de suintement et de la sciure blanche constellée sur le tronc et les branches nous renseignent sur le début de la destruction de système conducteur, par conséquent, le début de dessèchement de feuillage. Ainsi, il est certain que les agents de l'entomofaune phyllophages les plus signalés dans les suberaies méditerranéennes (*L. dispar* et *T. viridana*) provoquent des nuisances temporaires à la physiologique du chêne-liège. La perturbation dans la croissance du chêne-liège est une des conséquences habituelles des nuisances physiologiques de ces phyllophages, étant donné que le feuillage est la partie essentielle de l'arbre sans laquelle aucune croissance n'est possible. Par ailleurs, la défoliation de chêne-liège par *L. dispar* et *T. viridana* ne conduit pas forcément à la mortalité de l'arbre (dépérissement irréversible) parce que ces phyllophages ne contribuent pas à la dégradation de système conducteur de l'arbre, mais ils contribuent davantage à l'affaiblissement de l'état physiologique du chêne-liège.

L'examen de l'écorce et de la zone sous corticale des troncs et branches des chênes-lièges est impératif afin de chercher d'éventuelles traces de l'entomofaune.

Les techniques utilisées dans la recherche de l'entomofaune associée aux systèmes forestiers sont diversifiées (Bonneil *et al*. 2009 ; Coineau 1962 ; Nageleisen & Bouget 2009). Les plus couramment utilisées sont la récolte à vue et les pièges pour les insectes volants (Bouchaour-Djabeur 2013). Le cycle biologique ainsi que les périodes d'activité potentielles des insectes les plus redoutables (tableau 4) permettent de suivre leur multiplication et de prévoir leur infestation et leur invasion. Le cycle biologique n'est pas fixe pour tous les insectes, il varie selon un grand nombre de facteurs climatiques (températures, précipitations, vents) (Mirault & Regad 1992), et selon les agents biotiques antagonistes (prédateurs et parasitoïdes) (Mnara *et al*. 2005 ; Villemant 2010).

Le dépérissement progressif du chêne-liège peut être expliqué par la détérioration progressive (en étapes) du système conducteur par les champignons xylophages (lignivores) qui secrètent des enzymes qui dégradent la cellulose et la lignine. La détérioration ponctuelle ou partielle du liber, tissu conducteur de la sève élaborée, entraîne l'arrêt de la circulation de sève élaborée et le décollement d'écorce. Dans cette première étape, la cime reste verte et les racines vivantes (Bouget *et al*. 2005). Dans la seconde étape, la dégradation du bois *stricto sensu* (xylème), tissu conducteur de la sève brute, on constate l'arrêt de la circulation de la sève dans les parties touchées et le détachement de l'écorce. Dans cette dernière étape, les insectes saproxyliques interviennent en association avec les champignons xylophages pour faire naître progressivement les premiers signes de dépérissement, le dessèchement progressif du houppier. La progression de la dégradation des tissus conducteurs (liber et xylèmes) entraîne finalement la perte des qualités physiques du bois due à la dégradation corticale, la perte de cohésion physique et la pourriture suite à la dégradation du bois, et l'humification dubois en terreau (stade ultime) (Brustel 2001).

La sécheresse qui vient après le démasclage peut être un facteur déclenchant de dépérissement (Leroy & Nalin 2009 ; Manion 1981 ; Nageleisen 1994 ; Sousa & Kadiri 2005).

Enfin, c'est pour ces raisons que la méthode « *Diagno-Decline* » se focalise essentiellement sur le groupe de l'entomofaune xylophage, autant que sur les facteurs biotiques déclenchant le dépérissement du chêne-liège, à savoir le platype (*P. cylindrus*) pour toutes les suberaies méditerranéennes, et le grand capricorne (*C. cerdo*) et le gâte-bois (*C. cossus*) pour les suberaies de la rive sud du bassin méditerranéen (Algérie, Maroc et Tunisie).

Facteurs aggravant le dépérissement du chêne-liège

Les facteurs aggravant le dépérissement du chêne-liège sont des facteurs qui accélèrent le processus du déclin de l'état phytosanitaire chez les individus qui présentent des signes symptomatologiques de dépérissement, en les mettant en danger de mortalité (Ciesla & Donaubauer 1994 ; Nageleisen 1994b).

Ces facteurs peuvent être regroupés en deux catégories : les facteurs globaux et les facteurs particuliers.

Facteurs globaux

La catégorie « facteurs globaux » est formée essentiellement de facteurs climatiques qui règnent sur le peuplement de chêne-liège à savoir : la période de sécheresse, les vagues d'air chaud, et les pluies persistantes. Ces facteurs climatiques agissent défavorablement sur la nutrition en eau et en sels minéraux des arbres dont les systèmes conducteurs sont déjà détériorés par les blessures et dégradés par les agents biotiques (*B. mediterranea*, *D. corticola*, *P. cylindrus*, *C. cerdo*, *C. cossus*), et agissent favorablement sur la période de pullulation des agents biotiques phyllophages (*L. dispar* et *T. viridana*) (Bonneau 1990 ; Bouhraoua & Villemant 2005 ; Vitasse *et al*. 2023).

• Lors d'une sécheresse, par le manque de précipitations, le système racinaire trouve des difficultés à s'approvisionner en eau (Lamey 1893). Le système conducteur, détérioré au niveau du tronc ou des branches à la suite des blessures subies, éprouve davantage de difficultés – voire se trouve dans l'impossibilité – d'assurer la circulation de la sève brute. Ce phénomène de cavitation (Cochard & Granier 1999) résulte de l'interruption du continuum hydraulique entre les feuilles et les racines (Granier 1985). Cette situation entraîne une perturbation de la photosynthèse de l'arbre, et par conséquent le desséchement et la mortalité rapide des branches, voire de la totalité du houppier (Vitasse *et al*. 2023). Les canicules « sirocos » sont des vagues de chaleur qui viennent du Sahara. Elles touchent surtout les pays de la rive sud de la Méditerranée (Algérie, Maroc et Tunisie), mais peuvent aussi traverser la mer jusqu'aux côtes méridionales de l'Espagne et au centre de l'Italie (Gsell 1911). Ces vents chauds causent des perturbations physiologiques intensives surtout pour les chênes-lièges nouvellement démasclés ou stressés par les blessures de démasclage. Ces perturbations physiologiques peuvent causer jusqu'à la mortalité de l'arbre entier (Lamey 1893). En effet, pendant les canicules, les feuilles de chêne-liège perdent des quantités importantes d'eau par transpiration, ce qui conduit au dysfonctionnement de la synthèse de molécules de défense de l'arbre (Vitasse *et al*. 2023). Il en est de même avec le passage de vagues d'air chaud (vagues de chaleur) à la suite des incendies des systèmes forestiers limitrophes de peuplement de chêne-liège. Cette situation a été constatée dans les suberaies de la Kabylie des Babors après les incendies de 2023 dans les zones limitrophes. Cette situation, qui coïncide avec la détérioration du système conducteur des chênes-lièges, peut s'expliquer par la décomposition chimique à l'intérieur de la cellule donnant les mêmes résultats que l'effet du stress hydrique pendant la sécheresse prolongée (Cochard *et al*. 2021 ; Hasnaoui *et al*. 2005 ; Lamey 1893).

• Les pluies persistantes intervenant pendant ou immédiatement après le démasclage peuvent avoir des conséquences fâcheuses pour l'arbre, car elles contribuent à l'aggravation de toutes les blessures de démasclage et de bris de branches à la suite de l'infiltration de l'eau dans les tissus provoquant la pourriture du bois (détérioration de tissus conducteurs) (Lamey 1893 ; MAAEF 1941) (voir « Blessures de troncs et de branches maîtresses »).

Facteurs particuliers

La catégorie « facteurs particuliers » est formée de facteurs biotiques cryptogamiques et de l'entomofaune xylophage secondaire (II^{aire}) et tertiaire (III^{aire}) (xylophages, xylomycétophages et saproxylophages).

• Les agents cryptogamiques qui attaquent le bois sont de deux statuts trophiques : les champignons parasites et les saprotrophes lignicoles (Courtecuisse & Duhem 2013 ; Sellier *et al*. 2021). Certains agents cryptogamiques sont des facteurs d'accélération (aggravants) de dépérissement parce que leur absence n'exclut pas l'apparition des signes de dépérissement. Sur la base de beaucoup de travaux de recherches nous pouvons énumérer certaines espèces cryptogamiques (tableau 5) qui peuvent attaquer le bois de chêne-liège suite à son affaiblissement (Djelloul 2014 ; Maire 1927a ; Maire 1927b ; Maire & Werner 1937 ; Malençon & Bertault 1970, 1975 ; Youcef Khodja 2021 ; Youcef Khodja *et al*. 2020).

• Les insectes xylophages secondaires ne colonisent que les arbres qui présentent une déficience physiologique (affaiblis par une blessure ou attaqués par un insecte xylophage primaire) des arbres en dépérissement (Bouget *et al*. 2005). Ils consomment le bois à l'état adulte et le mycélium des champignons à l'état larvaire (xylomycétophages)

(Bouchaour-Djabeur 2013). Quant aux insectes xylophages tertiaires (saproxylophages), ils dégradent le bois de l'arbre gravement dépéri ou mort.

Une synthèse des travaux portant sur les agents de l'entomofaune secondaire et tertiaire du chêne-liège (Battisti & Jactel 2010 ; Bouchaour-Djabeur 2013 ; Bouchaour-Djabeur *et al*. 2021 ; Chakali *et al*. 2002 ; Ghanem 2014 ; Lamey 1893 ; Slim *et al*. 2015 ; Souidi & Larbi 2015 ; Tiberi *et al*. 2016 ; Villemant & Fraval 1993) nous a permis d'établir une liste non exhaustive des insectes xylophages secondaires et tertiaires de chêne-liège (tableau 6).

À noter que l'ordre des facteurs abiotiques et biotiques au sein de trois catégories de facteurs prédisposants, déclenchants et aggravants peut varier d'un peuplement à l'autre ou d'une région à l'autre selon l'importance de leurs implications dans le dépérissement du chêne-liège.

Tableau 5 – Liste des agents cryptogamiques pathogènes du chêne-liège.
Table 5 – List of fungal pathogens of cork oak wood.

Champignons saprotrophes lignicoles	Champignons parasites
Auricularia auricula-judae (Bull.) J. Schröt.	*Armillaria mellea* (Vahl. : Fr.) P. Kumm.
Auricularia mesenterica (Dicks. : Fr.) Pers	*Fomes fomentarius* (L.) Fr.
Cellulariella warnieri (Durieu & Mont.) Zmitr.	*Fomitopsis pinicola* (Swartz : Fr.) P. Karsten
Ceriporiopsis mucida (Pers. : Fr.) Gilbertson & Ryvarden	*Funalia gallica* (Fr. : Fr.) Bondarzew & Singer
Cerrena unicolor (Bull. : Fr.) Murrill	*Ganoderma resinaceum* Boud.
Clitocybula lenta (Maire) Malençon & Bertault	*Hericium erinaceus* (Bull. : Fr.) Pers
Daldinia concentrica (Bolton) Ces. & De Not.	*Laetiporus sulphureus* (Bull. : Fr.) Murrill
Ganoderma lipsiense (Batsch) G.F. Atk.	*Perenniporia fraxinea* (Bull. : Fr.) Ryvarden
Ganoderma lucidum (Curtis) P. Karst.	*Phaeolus schweinitzii* (Fr. : Fr.) Patouillard
Gloeophyllum abietinum (Bull. : Fr.) P. Karsten	*Phellinus igniarius* (L.) Quél.
Gloeoporus taxicola (Pers.) Gilb. Et Ryvarden	*Phellinus torulosus* (Pers.) Bourdot & Galzin
Gymnopilus junonius (Fr. : Fr.) P.D. Orton	*Phellinus tuberculosus* (Baumg.) Niemelä
Gymnopilus luteofolius (Peck) Singer	*Rigidoporus ulmarius* (Sow. : Fr.) Imazeki
Gymnopilus penetrans (Fr.) Murrill	*Tremella mesenterica* (Schaeff.) Retz.
Gymnopilus suberis (Maire) Singer.	
Gymnopus dryophilus (Bull.) Murrill	
Gymnopus fusipes (Bull.) Gris	
Hohenbuehelia petaloides (Bull.) Schulzer	
Hypholoma fasciculare (Huds.) P. Kumm.	
Lentinellus cystidiosus R.H. Petersen	
Lentinus strigosus (Schwein. : Fr.) Fr.	
Lenzites betulinus (L. Fr.) Fr.	
Meripilus giganteus (Pers.) P. Karst.	
Mycena haematopus (Pers.) P. Kumm.	
Omphalotus olearius (DC.) Singer	
Phallus impudicus L. : Pers.	
Pholiota carbonaria (Fr.) Singer	
Pleurotus ostreatus (Jacq.) P. Kumm.	
Pluteus nanus (Pers : Fr.) P. Kumm.	
Porostereum spadiceum (Pers.) Hjortstam & Ryvarden	
Rhodocollybia butyracea (Bull.) Lennox	
Sarcoscypha coccinea (Schw. : Fr.) Lambotte	
Schizophyllum commune Fr.	
Stereum hirsutum (Willd.) Pers.	
Tapinella panuoides (Fr. : Fr.) E.-J. Gilbert	
Terana coerulea (Lam.) Kuntze	
Trametes hirsuta (Wulfen) Pilát	
Trametes versicolor (L.) Lloyd	
Tubaria conspersa (Pers.) Fayod	
Tubaria furfuracea (Pers. : Fr.) Gillet	

Tableau 6 – Liste des agents de l'entomofaune xylophage du chêne-liège dans le bassin méditerranéen.
Table 6 – List of xylophagous entomofauna agents of cork oak in the Mediterranean basin.

Insectes xylophages secondaires	Insectes xylophages tertiaires
Acmaeodera adspersula Illiger	*Asciera xanthoderes* Mulsant
Adelocera punctata Herbst	*Calotermes flavicollis* Fabricius
Agrilus angustulus bicoloratus Abeille de Perrin	*Oryctes nasicornis grypus* Illiger
Agrilus dispariformis Bedel	*Phloeophagus gracilis* Rosen
Agrilus hastulifer Ratzeburg	*Potosia opaca* Fabricius
Dorcus parallelipipedus Linné	*Rhyncolus ater* Linné
Leptura tangeriana var. *maroccana* Heyden	*Tenebrio obscurus* Fabricius
Lichenophanes numida Lesne	*Trichius rosaeus* Voet
Lyctus linearis Goeze	*Hoplia phylantus* Fuessly
Macrotoma scutellaris Lucas	*Neomaladera barbara* Lucas
Misoplampus goudoti Guérin-Ménéville	
Purpuricenus sexmaculatus Villiers	
Stromatium fulvum Villers	
Tenebrio obscursus Fabricius	
Tomicus monographus Fabricius	
Xylotrechus antilope Schönherr	
Xyleborus saxeseni Ratzeburg	

Période de notation symptomatologique

En se basant sur la phénologie du chêne-liège, sur l'apparition des signes symptomatiques de son dépérissement, et sur le cycle de vie des potentiels agents phytpathogènes (cryptogames et insectes) des suberaies (tableau 4), la notation symptomatologique à adopter dans la méthode « *Diagno-Decline* » peut se faire durant toute l'année pour constater tous les signes de dégradation du tronc et du houppier, et particulièrement en mars-juillet où l'investigateur peut identifier la quasi-totalité des agents en cause dans leur état adulte. Dans le but d'une étude diachronique, les notations doivent se faire sur des périodes identiques et sur des arbres définis par des coordonnées de système de positionnement géographique (GPS).

Cartographie de peuplement étudié

Pour finir, dans le cas de dépérissement dispersé d'un peuplement, une cartographie de la distribution des sujets dépéris est un appui complémentaire pour une étude diachronique pour mettre en évidence l'évolution et le sens de progression de phénomène de dépérissement (Nageleisen 1994b). Ces informations sont utiles pour le pronostic de ce phénomène et l'établissement d'une carte de vigilance, et par conséquent pour mettre en place des dispositifs de lutte. À l'aide du système de positionnement géographique et des icônes des états phytosanitaires des arbres (figure 3) : une cartographie de dispersion des arbres dépéris, *Quercus* dépéris (Qqn) et les arbres témoins (Qqn) peut être établie (figure 7).

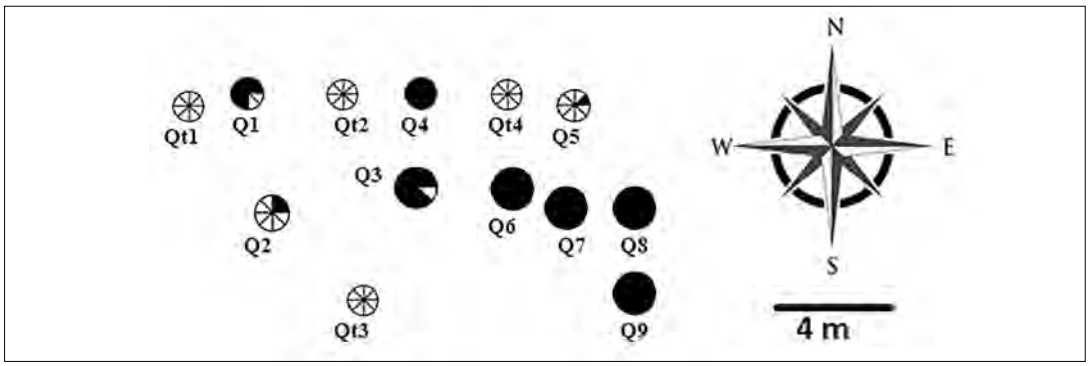


Figure 7 – Carte modèle de distribution de chênes-lièges dépéris (Qn) dans une station.
Figure 7 – Standard distribution map of decayed cork oak (Qn) at a site.

Bibliographie

Ahmadi, S., Ghaderi, F., Charehgani, H., Karami, S. & Safaee, D. (2022). Phylogeny, morphology and pathogenicity of *Biscogniauxia mediterranea* causing charcoal canker disease on *Quercus brantii* in Southern Iran. *Research in Plant Disease*, 28, 209-220.

Alves, A., Correia, A., Luque, J. & Phillips, A. (2004). Botryosphaeria corticola, sp. nov. on *Quercus species*, with notes and description of *Botryosphaeria stevensii* and its anamorph, *Diplodia mutila*. *Mycologia*, 96, 598-613.

Amandier, L. (2012). Santé des chênes-lièges et récoltes dans les Maures. *Forêt méditerranéenne*, 33, 49-54.

Amandier, L. & Vidal, R. (2007). Étude des causes du dépérissement des subéraies varoises de 2003 à 2005. *Forêt méditerranéenne*, 28, 3-14.

Amoura, M., Bonifácio, L., de Lurdes Inácio, M., Gahdab, C. & Sousa, E. (2014). Distribution spatio-temporelle de *Platypus cylindrus* F. (Coleoptera : Platypodinae) à l'échelle du peuplement *Quercus suber* et de l'arbre hôte à l'est de l'Algérie du Nord. Silva Lusitana, 22, 185-205.

Amoura, M., Inàçio, M.L., Nóbrega, F., Bonifacio, L., Sousa, E. & Chakali, G. (2021). Fungi associated with Platypus cylindrus Fab.(Coleoptera: Curculionidae) from *Quercus suber* L. in North-Eastern Algeria. *Int. J. Agric. Policy Res.*, 9, 1-8.

Antonelli, C., Biscontri, M., Tabet, D. & Vettraino, A.M. (2022). The never-ending presence of *Phytophthora* species in Italian nurseries. *Pathogens*, 12, 15.

Bakry, M., El Antry, S., Satrani, B., Oubrou, W. & Villemant, C. (1999). Les facteurs de dépérissement des subéraies marocaines. *IOBC/WPRS Bull*, 22, 37-39.

Barky, M. & Abourouh, M. (1996). Nouvelles données sur le dépérissement du chêne-liège (*Quercus suber*) au Maroc. Ann. Rech. For. Maroc, 29, 24-39.

Battisti, A. & Jactel, H. (2010). Populations d'insectes ravageurs et changement climatique dans les forêts du Bassin méditerranéen. *Forêt méditerranéenne*, 31, 377-384.

Beaud, J.-P. (2009). L'échantillonnage. *Rech. Soc. Problématique À Collecte Données*, 5, 169-198.

Beauverie, J. (1905). *Le bois*. Gauthier-Villars, Paris.

Becker, M. & Lévy, G. (1982a). Le dépérissement du chêne en forêt de Tronçais : les causes écologiques. Ann. Sci. For., 39, 439-444.

Becker, M. & Lévy, G. (1982b). Le dépérissement du chêne en forêt de Tronçais : Les causes écologiques. *Ann. Sci. For.*, 39, 439-444.

Beghami, R., Bertella, N., Laamari, M. & Bensaci, O.A. (2020). Bark beetle and woodborer insects' outbreak as a potent driver of Atlas cedar (*Cedrus atlantica* (Endl.) Carriere) forests dieback in Aures-East Algeria. *Forest Science and Technology*, 16, 75-85.

Belabbas, Z. (2010). Caractéristiques biologiques et écologiques des pontes du bombyx disparate, *Lymantria dispar* L. (Lepidoptera : Lymantriidae) dans les yeuseraies des parcs nationaux de Chréa et de Djurdjura. Thèse doctorat. ENSA, Alger, Algérie.

Belhoucine, L. & Bouhraoua, T. (2012). Évolution spatio-temporelle des attaques de Platypus cylindrus (Coleoptera, Platypodidae) dans un jeune peuplement de chêne-liège après démasclage : cas de la subéraie de M'Sila (Nord Ouest Algérie). IOBC/wprs Bull, 76, 201-204.

Belhoucine, L., Tarik Bouhraoua, R., Dahane, B. & Pujade, J. (2011). Aperçu biologique du *Platypus cylindrus* (Fabricius, 1792) (Coleoptera, Curculionidae : Platypodinae) dans les galeries du bois de chêne-liège (*Quercus suber* L.). *Orsis*, 25, 105-120.

Bellahirech, A. & Ben Jamâa, L.B. (2015). A contribution to the knowledge of *Platypus cylindrus* in Tunisian Cork oak forests. *Tunis. J. Plant Prot.*, 10, 141-150.

Bellahirech, A., Bonifacio, L., Inácio, M.L., Ben Jamâa, M.L., Sousa, E. & Nóbrega, F. (2021). Occurrence of *Xyleborus monographus* (Fabricius) and *Xyleborinus saxesenii* (Ratzeburg) Together with Platypus cylindrus, in Cork Oak Trees in Tunisia. *Silva Lusit.*, 29, 39-52.

Bencheva, S. & Doychev, D. (2022). Distribution of *Biscogniauxia mediterranea* and its potential insect vectors on *Quercus suber* in Southwestern Bulgaria. *Silva Balcanica*, 23, 57-65.

Bendjebbar, K., Belhoucine, L., Smahi, H., Ameur, B., Bonifacio, L. & Henriques, J. (2020). Caractérisation de l'infection de deux subéraies de l'Algérie occidentale par *Biscogniauxia mediterranea* (De Not.) O. Kuntze. *IOBC/wprs Bull.*, 152, 158-163.

Benia, F., Bounechada, M. & Khellil, M.A. (2005). Les agents biotiques antagonistes du chêne vert (*Quercus ilex* L.) dans la région de Sétif (Nord-Est algérien). Comptes rendus de la réunion. *IOBC/wprs Bull.* 28, 111-112.

Ben Jamâa, M.L. (2011). Le mauvais déliégeage, un facteur redoutable de dépérissement du chêne-liège en Tunisie. In : *Deuxième Rencontre méditerranéenne chercheurs-gestionnaires industriels*. Présenté à La Gestion des suberaies et la qualité du liège, Université de Jijel, Jijel-Algérie, pp. 1-24.

Ben Jamâa, M.L., Nouri, M., Mnara, S., Selmi, H. & Othmani, M. (2006). Caractérisation du dépérissement du chêne-liège dans la suberaie de Bellif (Nord-Ouest) de la Tunisie. *Ann. INRGREF*, 9, 137-149.

Ben Jamâa, M.L.B., M'nara, S., Villemant, C. & Khaldi, A. (2002). *Lymantria dispar* L. (Lepidoptera, Lymantriidae) en Tunisie : état actuel des connaissances et perspectives de recherche. In : *Sponsors of the Meeting*, pp. 101-108.

Ben Jamâa, M.L.B., Sghaier, T., M'nara, S., Nouri, M. & Sellemi, H. (2005). Le dépérissement du chêne-liège dans la subéraie de Béllif (Tunisie) : caractérisation et évaluation de son impact sur l'accroissement du liège. *IOBC/wprs Bull*, 28, 17-24.

Ben Jamâa, M.H. & Hasnaoui, B. (1996). Le dépérissement du chêne-liège (Quercus suber L.) en Tunisie. *Coll. nat. sur le dépérissement des forêts au Maroc*, *CNRF Rabat-Maroc*, 28.

Benketfi, M., Boulkedra, D. & Khennouf, H.E. (2006). Évaluation préliminaire de quelques essais de régénération assistée du chéne liége (*Quercus suber* L.) dans la région de Jijel. Thèse doctorat. Université de Jijel, Algérie.

Bonnardot, A., Freytet, F., Laïlle, P. & Bourgery, C. (2020). BED : barème d'évaluation des dégâts causés à l'arbre, 40 p.

Bonneau, M. (1990). Dépérissement des forêts : sécheresse, pollution acide, autres causes. *Sécheresse*, 1, 44-54.

Bonneil, P., Nageleisen, L.M. & Bouget, C. (2009). Catalogue des méthodes d'échantillonnage entomologique (chap. 2, part. II). *Office national des forêts*, 19, 36-52.

Bouchaour-Djabeur, S. (2013). Les insectes ravageurs du chêne-liège au Nord-Ouest algérien. *Geo Eco Trop*, 36, 175-184.

Bouchaour-Djabeur, S., Benabdeli, K. & Taib, N. (2021). Glands de chêne-liège de la subéraie Hafir-Zarieffet (Tlemcen, Algérie) : caractéristiques, état sanitaire et infestation par les insectes. *Geo-Eco-Trop*, 45, 599-615.

Bouget, C., Brustel, H. & Nageleisen, L.-M. (2005). Nomenclature of wood-inhabiting groups in forest entomology: Synthesis and semantic adjustments. *Comptes rendus Biologies*, 328, 936-948.

Bouhraoua, R.T. (2003). Situation sanitaire de quelques forêts de chêne-liège de l'Ouest algérien : étude particulière des problèmes posés par les insectes. Thèse doctorat. University of Tlemcen, Tlemcen, Algérie.

Bouhraoua, R.T., Salah, E.R. & Catry, F. (2019). Facteurs de vulnérabilité des suberaies algériennes aux incendies de forêts dans le contexte du changement climatique. *For. Méd*, 40, 391-400.

Bouhraoua, R.T. & Villemant, C. (2005). Mécanismes généraux de l'altération sanitaire des peuplements de chêne-liège de l'Algérie nord-occidentale. *IOBC/wprs Bull*, 28, 1-7.

Bouhraoua, R.T., Villemant, C., Khelil, M.A. & Bouchaour, S. (2002). Situation sanitaire de quelques subéraies de l'ouest algérien : impact des xylophages. *IOBC/wprs Bull*, 25, 85-92.

Bouvarel, P. (1984). Le dépérissement des forêts attribué aux dépôts atmosphériques acides. *Revue forestière française*, 36, 173-180.

Branco, M., Bragança, H., Sousa, E. & Phillips, A.J. (2014). Pests and diseases in Portuguese forestry: Current and new threats. In: *Forest Context and Policies in Portugal: Present and Future Challenges*. Springer, pp. 117-154.

Brasier, C. (1996). *Phytophthora cinnamomi* and oak decline in southern Europe: Environmental constraints including climate change. *Ann. Sci. For.*, 53, 347-358.

Brun, J., Cornillac, G. & Monta, C. (2017). Une stratégie pour le chêne-liège dans le massif des Maures. *Forêt méditerranéenne*, 38, 429-436.

Brustel, H. (2001). Coléoptères saproxyliques et valeur biologique des forêts françaises : perspectives pour la conservation du patrimoine naturel. Thèse doctorat. Institut national polytechnique de Toulouse, France.

Cabral, M.T., Ferreira, M.C., Moreira, T., Carvalho, E.C. & Diniz, A.C. (1992). Diagnóstico das causas da anormal mortalidade dos sobreiros a Sul do Tejo. *Scientia gerundensis*, 18, 205-214.

Cailleret, M., Davi, H., Xie, Y. & Chanzy, A. (2010). Complexité des facteurs prédisposants la mortalité du sapin pectiné (*Abies alba* Mill.) sur le mont Ventoux. Résumé. Collection EDYTEM. *Cahiers de géographie*, 11, 65.

Camilo-Alves, de S. e P., da Clara, M.I.E. & de Almeida Ribeiro, N.M.C. (2013). Decline of Mediterranean oak trees and its association with *Phytophthora cinnamomi*: a review. *Eur J Forest Res*, 132, 411-432.

Cao, O.V. & Luciano, P. (2005). Severe infestations of *Platypus cylindrus* Fabricius (Coleoptera Platypodidae) in Sardinian cork oak forests. *IOBC/wprs Bull*, 28, 145-146.

Capretti, P. & Mugnai, L. (1987). Dieback of *Quercus cerris* caused by *Hypoxylon mediterraneum* (De Not.) Mill. *Inf. Fitopatol*, 37, 39-41.

Carlile, M.J. (1983). Motility, taxis, and tropism in *Phytophthora*. In: *Phytophthora: Its Biology, Taxonomy, Ecology and Pathology*. American Phytopathological Society, USA, 392 p.

Catry, F.X., Branco, M., Sousa, E., Caetano, J., Naves, P. & Nóbrega, F. (2017). Presence and dynamics of ambrosia beetles and other xylophagous insects in a Mediterranean cork oak forest following fire. *Forest Ecology and Management*, 404, 45-54.

Chakali, G., Attal-Bedreddine, A. & Ouzani, H. (2002). Les insectes ravageurs des chênes, *Quercus suber* et *Q. ilex* en Algérie. *IOBC/wprs Bull*, 25, 93-100.

Ciesla, W.M. & Donaubauer, E. (1994). *Decline and dieback of trees and forests*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Cochard, H. & Granier, A. (1999). Fonctionnement hydraulique des arbres forestiers. *Revue forestière française*, 51, 121-134.

Cochard, H., Pimont, F., Ruffault, J. & Martin-StPaul, N. (2021). Sur Eau: A mechanistic model of plant water relations under extreme drought. *Annals of Forest Science*, 78, 55.

Coineau, Y. (1962). Nouvelles méthodes de prospection de la faune entomologique des plantes herbacées et ligneuses. *Bulletin de la Société entomologique de France*.

Correia, O.A., Oliveira, G. & Louçao, M.M. (1992). Effects of bark-stripping on the water relations of *Quercus suber* L. *Scientia gerundensis*, 195-195.

Costa, A., Pereira, H. & Madeira, M. (2010). Analysis of spatial patterns of oak decline in cork oak woodlands in Mediterranean conditions. *Ann. For. Sci.*, 67, 204-204.

Costa, D., Ramos, V., Tavares, R.M., Baptista, P. & Lino-Neto, T. (2022). Phylogenetic analysis and genetic diversity of the xylariaceous ascomycete *Biscogniauxia mediterranea* from cork oak forests in different bioclimates. *Scientific Reports*, 12, 26-46.

Costa, D., Tavares, R.M., Baptista, P. & Lino-Neto, T. (2020). Cork oak endophytic fungi as potential biocontrol agents against *Biscogniauxia mediterranea* and *Diplodia corticola*. *Journal of Fungi*, 6, 1-21.

Courtecuisse, R. & Duhem, B. (2013). *Champignons de France et d'Europe*. Delachaux et Niestlé, Neuchâtel.

Davison, E.M. & Tay, F.C.S. (1987). The effect of waterlogging on infection of *Eucalyptus* margin at a seedlings by *Phytophthora Cinnamomi*. *New Phytologist*, 105, 585-594.

De Graffigny, H. (1888). *Le liège et ses applications*. Jouvet. Librairie Fune, Paris, France.

Delatour, C. (1983). Les dépérissements de chênes en Europe. *Revue forestière française*, 35, 265-282.

Derrière, N. & Saintonge, F.-X. (2024). *État dégradé des forêts de France : proposition d'une méthodologie d'estimation des surfaces concernées*. Département de la santé des forêts DGAL/SDSPV, France.

De Zan, L.R., Bardiani, M., Antonini, G., Campanaro, A., Chiari, S., Mancini, E., *et al.* (2017). Guidelines for the monitoring of *Cerambyx cerdo*. *Nature Conservation*, 20, 129-164.

Djelloul, R. (2014). Cartographie des champignons au niveau du Parc National d'El Kala (Nord-Est Algérien). Thèse doctorat. Université Badji Mokhtar-Annaba, Algérie.

Dodelin, B. (2014). *Inventaire des coléoptères saproxyliques et des bois morts à Millery (69). Bilan des inventaires des coléoptères réalisés depuis 2009*. Syndicat mixte du Rhône des Îles et des Lônes, 27 p, France.

Drénou, C. (2022). La méthode Archi a 12 ans. *Tribune technique/La lettre de l'arboriculture*, 15-18.

Drénou, C. & Caraglio, Y. (2019). " Parlez-vous Archi?": les principales définitions de la méthode Archi. *For. Entrep*., 246, 28-35.

Drénou, C., Giraud, F., Gravier, H., Sabatier, S. & Caraglio, Y. (2013). Le diagnostic architectural : un outil d'évaluation des sapinières dépérissantes. *Forêt méditerranéenne*, 34, 87-98.

Drénou, C., Piazzetta, R., Leconmte, B. & Mariton, B. (2019). La méthode Archi appliquée au chêne-liège. *Forêt méditerranéenne*, XL, 55-66.

DSF (2010). Département de la santé des forêts. Ordre de méthode, Note de service DGAL/SDQPV/N2010-8119. 2010.

Du Merle, P. (1999). Egg development and diapause: Ecophysiological and genetic basis of phenological polymorphism and adaptation to varied hosts in the green oak tortrix, *Tortrix viridana L.* (*Lepidoptera* : Tortricidae). *Journal of Insect Physiology*, 45, 599-611.

Du Merle, P. & Mazet, R. (1990). Dynamique intracyclique d'une population méditerranéenne de tordeuse verte du chêne, *Tortrix viridana* (*Lepidoptera* : Tortricidae). *Ecologia mediterranea*, 16, 73-91.

Duniway, J.-M. (1983). Role of physical factors in the development of *Phytophthora* diseases. In: *Phytophthora: Its Biology, Taxonomy, Ecology and Pathology*. American Phytopathological Society, USA, 392 p.

Eichhorn, J. & Roskams, P. (2013). Assessment of Tree Condition. In: *Developments in Environmental Science*, Forest Monitoring (eds Ferretti, M. & Fischer, R.). Elsevier, Amterdam, pp. 139-167.

El Abidine, A.Z. (2003). Le dépérissement des forêts au Maroc : analyse des causes et stratégie de lutte. *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 14, 209-218.

El Antry, S. (1994). Le Grand Capricorne du chêne-liège. *Ravageurs et maladies des forêts au Maroc*. In El Hassani, Graf, Hamdaoui, Harrachi, Messaoudi, Mzibri et Stiki (dir.), DPVCTRF, 119-121.

El Antry, S. (1999). Biologie et dégâts de *Cerambyx cerdo* mirbecki Lucas (Coleoptera : Cerambycidae) en suberaie de la Mamora (Maroc). *Bull. OILB SROP*, 22, 59-64.

El-Assfouri, A., Touhami, A.O., Ouabbou, A., Benkirane, R. & Douira, A. (2011). Étude de quelques Basidiomycètes lignicoles associés au chêne-liège de la forêt de la Mamora. *Revue marocaine de protection des plantes*, 2, 55-64.

El-Badri, N. & Abadie, M. (1999). Contribution à l'étude ultrastructurale du *Diplodia mutila* (Fri.) Mont. impliqué dans le processus de dépérissement du chêne-liège *Quercus suber* L. au Maroc. *Bull. OILB SROP*, 22, 13-18.

El-Badri, N. & Abadie, M. (2000). Observations sur la dynamique du développement du *Diplodia mutila* Fr. apud Mont. sur le chêne-liège, *Quercus suber* L., au Maroc. *Cryptogamie Mycologie*, 21, 235-248.

Erwin, D.C. & Ribeiro, O.K. (1996). Phytophthora *Diseases Worldwide*. APS Press, St. Paul, Minn.

Evidente, A., Maddau, L., Spanu, E., Franceschini, A., Lazzaroni, S. & Motta, A. (2003). Diplopyrone, a new phytotoxic tetrahydropyranpyran-2-one produced by *Diplodia mutila*, a fungus pathogen of cork oak. *J. Nat. Prod*., 66, 313-315.

Ezzine, O., Yangui, I., Hlaiem, S., Mannai, Y., Khadraoui, H. & Ben Jamâa, M.L. (2025). Dynamics of native insects and pathogenic fungi in Tunisian oak forests (North Africa). *Euro-Mediterr J Environ Integr*, 10, 1977-1990.

Farrell, B.D., Sequeira, A.S., O'Meara, B.C., Normark, B.B., Chung, J.H. & Jordal, B.H. (2001). The evolution of agriculture in beetles (Curculionidae: Scolytinae and Platypodinae). *Evolution*, 55, 2011-2027.

Feeny, P. (1970). Seasonal changes in oak leaf tannins and nutrients as a cause of spring feeding by winter moth caterpillars. *Ecology*, 51, 565-581.

Fenineche, H. (2005). Influence des facteurs bioclimatiques sur la prolifération du dépérissement de chêne-liège (*Quercus suber*) dans le littoral Ouest de Jijel. Thèse doctorat. Université de Jijel, Algérie.

Ferkhi, A. (2022). Contribution à l'étude des interactions biotiques affectant l'état de santé du chêne-liège (*Quercus suber* L.) dans la région de Jijel ; cas des insectes ravageurs et des champignons phytopathogènes. Thèse doctorat. Université de Jijel.

Ferreira, M.C. & Ferreira, G.W.S. (1989). *Platypus cylindrus* F.(Coleoptera, Platypodidae), plaga de *Quercus suber* L. *Boletín de sanidad vegetal. Plagas*, 15, 301-306.

Ferretti, M. (1998). Potential and limitation of visual indices of tree condition. *Chemosphere*, 36, 1031-1036.

Finch, J.-P., Brown, N., Beckmann, M., Denman, S. & Draper, J. (2021). Index measures for oak decline severity using phenotypic descriptors. *Forest Ecology and Management*, 485, 118948.

Franceschini, A., Maddau, L. & Marras, F. (2002a). Incidence d'endophytes fongiques impliqués dans le dépérissement du chêne-liège. *IOBC/wprs Bull*, 25, 29-36.

Franceschini, A., Maddau, L., Serra, S. & Pulina, M.A. (2002b). Methodological approaches to outline control strategies of cork oak decline in Sardinia (Italy). *IOBC/wprs Bull*, 25, 17-20.

Fraval, A. (1989). Lymantria dispar. *Document scientifique et technique*. Actes édition, Rabat, Maroc.

Fraval, A. & Villemant, C. (1997). La Mamora et ses ennemis. *Inra. Les dossiers de l'environnement*, 15, 133-46.

Gallardo, P. & Cárdenas, A. (2017). Foliar damage by adults of spring weevils (Coleoptera: Curculionoidea) on *Quercus* species from Mediterranean oak forests in the Iberian Peninsula. *Entomologica Fennica*, 28, 1-8.

Gentilesca, T., Camarero, J.-J., Colangelo, M., Ripullone, F., Nole, A. & Nolã, A. (2017). Drought-induced oak decline in the western Mediterranean region: An overview on current evidences, mechanisms and management options to improve forest resilience. *IForest*, 10, 796-806.

Ghanem, R. (2014). Facteurs biotiques impliqués dans l'état sanitaire des subéraies du Nord-Est Algérien. Effet des insectes ravageurs sur les feuilles et les glands. Thèse doctorat. Université Badji Mokhtar-Annaba, Algérie.

Goudet, M. & Nageleisen, L.M. (2019). Protocole Dépéris : méthode de notation simplifiée de l'aspect du houppier des arbres forestiers dans un contexte de dépérissement. *Forêt entreprise*, 36-40.

Granier, A. (1985). Une nouvelle méthode pour la mesure du flux de sève brute dans le tronc des arbres. In : *Annales des sciences forestières*. EDP Sciences, pp. 193-200.

Grosclaude, C. (1974). La pénétration des spores de champignons dans les blessures de taille des arbres fruitiers. Application au cas de la protection biologique vis-à-vis du *Stereum purpureum*. *Rev Zool Agric Pathol Vég*, 1, 1-21.

Grosclaude, C. (1993). Pathologie des blessures mettant à nu le bois chez les végétaux ligneux. *Agronomie*, 13, 441-456.

Gsell, S. (1911). *Le climat de l'Afrique du Nord dans l'Antiquité*. Adolphe Jourdan, Alger.

Guillaumin, J.-J., Bernard, C.H., Delatour, C. & Belgrand, M. (1983). Le dépérissement du chêne à Tronçais : pathologie racinaire. *Revue forestière française*, 35, 415-424.

Guillaumin, J.-J., Bernard, C.H., Delatour, C. & Belgrand, M. (1985). Contribution à l'étude du dépérissement du chêne : pathologie racinaire en forêt de Tronçais. In : *Annales des sciences forestières*. EDP Sciences, pp. 1-22.

Hamdaoui, M. (1994). Les défoliateurs. Le *Bombyx disparate*. In : *Ravageurs et maladies des forêts au Maroc*, El Hassani, Graf, Hamdaoui, Harrachi, Messaoudi, Mzibri et Stiki (dir.), DPVCTRF, 91-96.

Hamoutahra, Z.D. (2013). Effet du déliegeage sur les paramètres electrophysiologiques des feuilles du chêne-liège (*Quercus Suber* L.). Thèse doctorat. Université Mohamed V, Maroc.

Hasnaoui, F., Rjéibia, N., Abbès, C., Yacoubi, W. & Hasnaoui, B. (2005). Contribution à l'étude du dépérissement du chêne-liège dans la forêt de Tabarka (Tunsie) : relations entre nutriments et état sanitaire des arbres. *IOBC/wprs Bulletin*, 28, 25-31.

Haubruge, E., Nguyen, B.K., Widart, J., Thomé, J.-P., Fickers, P. & De Pauw, E. (2006). Le dépérissement de l'abeille domestique, *Apis mellifera* L., 1758 (Hymenoptera : Apidae) : faits et causes probables. *Notes fauniques de Gembloux*, 59.

Hawksworth, D. (1972). *Hypoxylon mediterraneum* [Descriptions of Fungi and Bacteria]. *Descriptions of Fungi and Bacteria*, Sheet 359.

Henriques, J., Barrento, M.J., Bonifácio, L., Gomes, A.A., Lima, A. & Sousa, E. (2014). Factors affecting the dispersion of *Biscogniauxia mediterranea* in Portuguese cork oak stands. *Silva Lusitana*, 22, 83-97.

Homet, P., González, M., Matías, L., Godoy, O., Pérez-Ramos, I.M., García, L.V., *et al*. (2019). Exploring interactive effects of climate change and exotic pathogens on *Quercus suber* performance : Damage caused by *Phytophthora cinnamomi* varies across contrasting scenarios of soil moisture. *Agricultural and Forest Meteorology*, 276, 107605.

Huber, D.M. (1978). Disturbed mineral nutrition. In : *Plant disease, an advanced treatise, how plants suffer from disease*. Academic, New York, pp. 163-181.

Huber, D.M. & Jones, J.-B. (2013). The role of magnesium in plant disease. *Plant and Soil*, 368, 73-85.

Inácio, M.L., Bragança, H., Machado, H., Henriques, J. & Moniz, F. (2005). Les principales maladies des peuplements de chêne-liège et de chêne vert au Portugal. *Comptes rendus de la réunion. IOBC/wprs Bull*., 28, 113-116.

Inácio, M.L., Marcelino, J., Lima, A., Sousa, E. & Nóbrega, F. (2022). *Ceratocystiopsis quercina* sp. nov. associated with *Platypus cylindrus* on declining *Quercus suber* in Portugal. *Biology*, 11, 750.

IndexFungorum (2026). Available at: https://www.indexfungorum.org/names/Names.asp. Last accessed 21.01.2026

Jacobs, K., MacDonald, J., Berry, A. & Costello, L. (1997). The effect of low oxygen stress on *Phytophthora cinnamomi* infection and disease of cork oak roots. *USDA For. Serv. Gen Tech Rep PSW-GTR*, 160, 553-558.

Kacha, S., Adamou-Djerbaoui, M., Marniche, F. & De Prins, W. (2017). The richness and diversity of Lepidoptera species in different habitats of the national Park Theniet El Had (Algeria). *J. Fundam. Appl. Sci*., 9, 746-769.

Kherris, T. (2003). Invasion de *Lymantria dispar* dans la forêt de Tamantout. *Document de la station régionale de l'INRF*, Jijel, 30 p.

Kliejunas, J.T. & Ko, W.H. (1976). Dispersal of *Phytophthora cinnamomi* on the island of Hawaii. *Phytopathology*, 66, 457-460.

Kong, P. & Hong, C. (2014). Oxygen stress reduces zoospore survival of *Phytophthora* species in a simulated aquatic system. *BMC Microbiol*, 14, 124-132.

Kowsari, M. & Karimi, E. (2023). A review on oak decline: The global situation, causative factors, and new research approaches. *Forest Systems*, 32, 1-13.

Laberche, J.-C. (2010). *Biologie végétale*. Hachette, Paris.

Lamey, A. (1893). *Le chêne-liège : sa culture et son exploitation*. Berger-Levrault, Paris.

Landmann, G. (1994). Concepts, définitions et caractéristiques générales des dépérissements forestiers. *Revue forestière française*, 46, 405-415.

Landmann, G. & Barthod, C. (1996). La santé des forêts françaises en 1994. *Revue forestière française*, 48, 99-108.

Landmann, G., Bert, G.D., Pierrat, J.-C., Becker, M., Bonneau, M. & Souchier, B. (1995). Crown damage in Norway spruce and silver fir: Relation to site and stand factors in the French mountains. In: *Forest Decline and Atmospheric Deposition Effects in the French Mountains* (eds Landmann, G., Bonneau, M. & Kaennel, M.). Springer Berlin Heidelberg, Berlin, pp. 82-119.

Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., *et al*. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194-207.

Legrand, I. (1992). Le dépérissement des forêts : connaissances actuelles sur ses origines et état sanitaire des peuplements. *Bulletin d'informations-Association française de lichénologie*, 17, 13-21.

Le Meignen, P. & Micas, L. (2008). Bilan des dépérissements forestiers dans les Alpes-de-Haute-Provence. *Forêt méditerranéenne*, XXIX, 177-182.

Leroy, G. & Nalin, S. (2009). Le dépérissement du chêne-liège dans les Maures (Var). In : *Santé des forêts. 20 ans d'expérience, un défi pour l'avenir*. Beaune (Côte d'Or) DSF, pp. 1-9.

Letreuch-Belarouci, A.M., Letreuch-Belarouci, N., Benabdeli, K. & Medjahi, B. (2009). Impact des incendies sur la structure des peuplements de chêne-liège et sur le liège : le cas de la subéraie de Tlemcen (Algérie). *Forêt méditerranéenne*, XXX, 231-238.

Linaldeddu, B.T., Franceschini, A., Luque, J. & Phillips, A.J.L. (2007). First report of canker disease caused by *Botryosphaeria parva* on cork oak trees in Italy. *Plant Disease*, 91, 324-324.

Linaldeddu, B.T., Franceschini, A. & Pulina, M.A. (2005). Epidemiological aspects of *Biscogniauxia mediterranea* in declining cork oak forests in Sardinia (Italy). *IOBC/wprs Bull*, 28, 75-81.

Linares, J.C., Taïqui, L. & Camarero, J.J. (2011). Increasing drought sensitivity and decline of Atlas cedar (*Cedrus atlantica*) in the Moroccan Middle Atlas forests. Forests, 2, 777-796.

Lucas, M.H. (1880). Une note relative à un Coléoptère de la famille des Xylophages. *Bulletin de la Société entomologique de France*, Annales de la Société entomologique de France, X, II-XXIX.

Luciano, P. & Prota, R. (1995). Insect pests in Sardinian cork-oak forests. *Bull. OILB SROP*, 18, 1-7.

MAAEF (1932). [Ministère de l'Agriculture, Administration des Eaux et Forêts]. Les pourritures du bois de chêne sur pied (France). *Annales de l'École nationale des eaux et forêts et de la Station de recherches et expériences forestières*, 2, 365-380.

MAAEF (1941). [Ministère de l'Agriculture, Administration des Eaux et Forêts]. Les blessures des arbres. *Annales de l'École nationale des eaux et forêts et de la Station de recherches et expériences forestières*, 8, 87-102.

Maire, R. (1927a). Compte-rendu de la session extraordinaire de la Société mycologique de France, à Alger (novembre 1926). *Bulletin de la Société mycologique de France*, 43, XVIII-XXXVI.

Maire, R. (1927b). Excursions mycologiques de la Société d'histoire naturelle de l'Afrique du Nord dans la forêt de la Réghaïa les 18 novembre 1923 et 23 novembre 1924. *Bulletin de la Société d'histoire naturelle de l'Afrique du Nord*, 18, 121-124.

Maire, R. & Werner, R.G. (1937). *Fungi Maroccani. Catalogue raisonné des champignons connus jusqu'ici au Maroc*. Mémoires de la Société des sciences naturelles du Maroc.

Malençon, G. (1952). Contribution à l'étude des champignons de la Kroumirie. *Bulletin de la Société botanique de France*, 99, 33-52.

Malençon, G. & Bertault, R. (1970). *Flore des champignons supérieurs du Maroc*. Institut scientifique chérifien et de la faculté des sciences de Rabat, Maroc.

Malençon, G. & Bertault, R. (1975). *Flore des champignons supérieurs du Maroc*. Institut scientifique chérifien et de la faculté des sciences de Rabat, Maroc.

Malençon, G. & Marion, J. (1951). Un parasite des suberaies nord-africaines : l'*Hypoxylon mediterraneum*. *Revue forestière française*, 11, 681-686.

Manion, P.D. (1981). *Tree Disease Concepts*. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey.

Marçais, B. (1992). Influence de facteurs de l'environnement sur le développement de l'encre du chêne rouge (*Quercus rubra* L.), maladie provoquée par *Phytophthora cinnamomi*. Thèse doctorat. Université Henri Poincaré-Nancy 1.

Marianelli, L., Marziali, L., Squarcini, M., Benassai, D., Parri, F., Nardella, L., *et al*. (2011). *Cerambyx cerdo*: da xilofago di piante senescenti a nuova emergenza fitosanitaria forestale. In: *Atti del XXIII Congresso Nazionale Italiano di Entomologia*, Genova, pp. 13-16.

Marras, F., Franceschini, A. & Maddau, L. (1995). Les principales maladies du chêne-liège (*Quercus suber* L.) en Sardaigne. *Bull. OILB SROP*, 18, 8-13.

Martín, J., Cabezas, J., Buyolo, T. & Patón, D. (2005). The relationship between *Cerambyx* spp. damage and subsequent *Biscogniauxia mediterranum* infection on *Quercus suber* forests. *Forest Ecology and Management*, 216, 166-174.

Martin, J.-C., Villemant, C. & Mazet, R. (2002). Utilisation de *Bacillus thuringiensis kurstaki* 3a-3b dans la lutte contre le bombyx disparate et problèmes posés par les migrations de chenilles. *IOBC/wprs Bull*, 25, 115-122.

MASA [Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Souveraineté alimentaire](2025). *La méthode DEPERIS : comment quantifier et mesurer l'état de santé d'une forêt et son évolution ? Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire*. (https://agriculture.gouv.fr/la-methode-deperis-comment-quantifier-et-mesurer-letat-de-sante-dune-foret-et-son-evolution.) Consulté le 15 mars 2025.

Menaa, M., Rebbah, A.C. & Maazi, M.C. (2020). Évaluation de la biodiversité des peuplements de coléoptères dans trois types d'habitats forestiers (*Quercus suber*, *Quercus canariensis*, forêt mixte) de la forêt de Ouled bechih, nord-est de l'Algérie. *Bulletin de la Société zoologique de France*, 145, 1-11.

Mendes, C. (1913). *The Principal Lepidoptera Injurious to Agriculture in the Neighbourhood of S. Fiel, Beira Baixa, Portugal. CABI Databases*. Available at: https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19130500380. Last accessed 11 August 2025.

Messaoudene, M., Rabhi, K., Megdoud, A., Sarmoun, M. & Dahmani-Megrerouche, M. (2013). État des lieux et perspectives des cédraies algériennes. *Forêt méditerranéenne*, XXXIV, 341-346.

Micas, L. (2020). Quelques données originales de *Cerambycidae* du sud de la France (*Coleoptera Cerambycidae*), 76, 137-142.

Millischer, H. (1953). Commentaire : le dépérissement des taillis de châtaignier. *Revue forestière française*, 414-415.

Mirault, J. & Regad, J. (1992). La santé des forêts méditerranéennes après deux années consécutives de sécheresse. Dossier « Les feux de forêt et la sécheresse en 1990 ». *Forêt méditerranéenne*, 13, 26-30.

Mnara, S., Ben Jamâa, M.L. & Nouira, S. (2005). Bilan des observations sur *Lymantria dispar* (L.) en phase de latence en Tunisie. *Bulletin De protection intégrée des forêts à Quercus Ssp*, 28, 147-154.

Montoya Oliver, J.-M. (1988). *Los alcornocales*. MAPA, Madrid, 267 p.

Moreira, A.C. (2005). Influence of some abiotic factors on cork and holm oak infection caused by *Phytophthora cinnamomi*. *IOBC/wprs Bull*, 28, 117-118.

Moreira, A.C. & Martins, J.M.S. (2005). Influence of site factors on the impact of *Phytophthora cinnamomi* in cork oak stands in Portugal. *Forest Pathology*, 35, 145-162.

Moreira, A.C. (2002). Distribution of *Phytophthora cinnamomi* in cork oak stands in Portugal. *IOBC/wprs Bull*, 25, 41-48.

Muñoz-Adalia, E.J. & Colinas, C. (2021). Susceptibility of cork oak (*Quercus suber*) to canker disease caused by *Diplodia corticola*: When time is of the essence. *New Forests*, 52, 863-873.

Nageleisen, L.-M. (1994a). Dépérissement actuel des chênes. *Revue forestière française*, 48, 504-511.

Nageleisen, L.-M. (1994b). Dépérissement actuel des chênes. *Revue forestière française*, 48, 504-511.

Nageleisen, L.M. (1996). Méthode d'évaluation de l'aspect du houppier (protocole DEPEFEU). *Département de la santé des forêts, échelon technique Nord-Est*, Nancy.

Nageleisen, L.-M. (2005). Dépérissement du Hêtre : présentation d'une méthode symptomatologique de suivi. *Revue forestière française*, 57, 255-262.

Nageleisen, L.M. & Bouget, C. (2009). *L'étude des insectes en forêt : méthodes et techniques, éléments essentiels pour une standardisation. Synthèse des réflexions menées par le groupe de travail « Inventaires entomologiques en forêt »* (Inv.Ent. For.). ONF.

Nageleisen, L.M., Maugard, F., Mirault, J. & De Villebonne, D. (1990). Les dépérissements d'essences feuillues en France. *Rev. For. Fr.*, 22-25.

Navarro-Cerrillo, R.M., Sarmoum, M., Gazol, A., Abdoun, F. & Camarero, J.J. (2019). Le déclin des forêts algériennes de *Cedrus atlantica* est dû à un changement climatique vers des conditions plus sèches. *Dendrochronologia*, 55, 60-70.

Normand, M. (2006). État sanitaire du chêne-liège dans le massif des Maures : effet des levées de liège. In : *Annales de la Société des sciences naturelles et d'archéologie de Toulon et du Var*. Société des sciences naturelles et d'archéologie de Toulon et du Var, pp. 152-155.

Ødegaard, F., Hanssen, O., Staverløkk, A., Endrestøl, A., Dahle, S., Åstrøm, S., Vang, R. (2026). NINA insect database. Version 1.168. Norwegian Institute for Nature Research. Occurrence dataset https://doi.org/10.15468/cf4c2s accessed *via* GBIF.org on 2026-02-12

Ouakid, M.L., Farine, J.-P. & Soltani, N. (2005). Effets des extraits de plantes associées au chêne-liège sur l'attraction en enceinte des chenilles de *Lymantria dispar*. *IOBC/wprs Bull*, 28, 171-178.

Pérez-Sánchez, D., Micó, E. & Galante, E. (2018). Sobre la presencia de *Platypus cylindrus* (Fabricius, 1792) en siete espacios protegidos de la península ibérica (Curculionidae, Platypodinae). *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 42, 391-404.

Petrescu, M. & Marcu, G. (1966). Recherches phytopathologiques dans les forêts présentant des phénomènes de dépérissesments. *Étude des causes et des méthodes de prévenir le dépérissesment du chêne*, 319-364.

Piazzetta, R. (2016). *Guide de sylviculture du chêne-liège dans les Pyrénées-Orientales*. Vivès, Institut Méditerranéen du Liège.

Pinon, J. & Feugey, L. (1994). La graphiose de l'orme : une maladie dévastatrice à causes bien identifiées. *Revue forestière française*, 46, 422-430.

Pinto-Correia, T. & Mascarenhas, J. (1999). Contribution to the extensification/intensification debate: New trends in the Portuguese montado. *Landscape and Urban Planning*, 46, 125-131.

Pintus, A. & Ruiu, P. (2004). La réhabilitation des suberaies incendiées. *Colloques internationaux Vivexpo*, 28-34.

Ponton, S. (2002). Analyse de l'efficience d'utilisation de l'eau des chênes pédonculé (*Quercus robur* L.) et sessile (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) : relation avec les dépérissements des chênaies. Thèse doctorat. Université Henri Poincaré-Nancy 1, France.

Quézel, P. (1999). Les grandes structures de végétation en région méditerranéenne : Facteurs déterminants dans leur mise en place post-glaciaire. *Geobios*, 32, 19-32.

Ragazzi, A., Moricca, S. & Dellavalle, I. (1997). Vegetative compatibility and pathogenicity of Diplodia mutila isolates on oak. *European Journal of Forest Pathology*, 27, 391-396.

Raimbault, P. & Tanguy, M. (1993). La gestion des arbres d'ornement. 1re partie : une méthode d'analyse et de diagnostic de la partie aérienne. *Revue forestière française*, 45, 97-117.

Renaud, J.-P., Nageleisen, L.-M. & Pierrat, J. (2005). Les résultats 2004 du réseau européen de suivi des dommages forestiers. *Département de la santé des forêts*, 19 p.

Riom, J. (1994). Le dépérissement du pin maritime dans le sud-est de la France au cours des années 1960-1970 : le rôle de la cochenille *Matsucoccus feytaudi* Duc. (coccoidea, margarodidae). *Revue forestière française*, 46, 437-445.

Riom, J., Mouhot, P. & Torres, C. (1982). Le dépérissement du chêne en forêt de Tronçais. In : *Proceedings of the Symposium on « Le système SPOT d'Observation de la Terre »*, Montréal, Québéc, mai, pp. 12-14.

Riziero, T., Ragazzi, A., Marianelli, L., Sabbatini, P. & Roversi, P.F. (2002). Insects and fungi involved in oak decline in Italy. *Bull. OILB SROP*, 25, 67-74.

Robert, E. (1867). *Les destructeurs des arbres d'alignement*. J. Rothschild.

Robinson, R.L. (1927). Mortality among Oak. *Quarterly Journal of Forestry*, 21, 25-27.

Rosa, J., Nageleisen, L.M. & Sajdak, G. (2019). Dépéris, Archi : deux outils complémentaires pour objectiver un dépérissement. *Forêt entreprise*, 22-24.

Rouibah, M., Fennineche, H. & Herikeche, M. (2018). Contribution to the study on the proliferation of cork oak decline (*Quercus suber* L) in the west coast of Jijel (Algeria). *Agric. For. J.*, 2, 92-100.

Ruiu, P.A., Sechi, C., Linaldeddu, B.T. & Franceschini, A. (2005). Création d'un réseau de surveillance du dépérissement des subéraies en Sardaigne et analyse des premiers résultats. *IOBC wprs Bulletin*, 28, 45-51.

Saadi, H., Ouakid, M.L., Adjami, Y. & Ghanem, R. (2014). Étude de l'état sanitaire des subéraies de la région Annaba : cas des subéraies de l'Hedough (Algérie). *IOBC/wprs Bull*, 101, 99-102.

Saccardy, L. (1938). Le chêne-liège et le liège en Algérie (suite et fin). *Journal d'agriculture traditionnelle et de botanique appliquée*, 18, 574-593.

Sbrescia, P. (2016). Le chêne-liège face au changement climatique en Corse. *Forêt méditerranéenne*, 37, 319-326.

Scanu, B., Linaldeddu, B.T., Franceschini, A., Anselmi, N., Vannini, A. & Vettraino, A.M. (2013). Occurrence of *Phytophthora cinnamomi* in cork oak forests in Italy. *Forest Pathology*, 43, 340-343.

Schoeneweiss, D.F. (1975). Predisposition, stress, and plant disease. *Annual Review of Phytopathology*, 13, 193-211.

Schvester, D. & Fabre, J.-P. (2001). Le dépérissement du pin maritime des Maures et de l'Estérel provoqué par *Matsucoccus feytaudi* Ducasse (Homoptera, Matsucoccidae), connaissances acquises de 1964 à 1990. 2. Dynamique des populations de la cochenille et ses facteurs. *Forêt méditerranéenne*, 22, 303-317.

Sebei, H., Albouchi, A., Rapp, M. & El Aouni, M.H. (2004). Productivité en biomasse du chêne-liège dans une séquence de dégradation de la suberaie à Cytise de Kroumirie (Tunisie). *Annals of Forest Science*, 61, 347-361.

Sechi, C., Ruiu, P.A., Franceschini, A. & Corda, P. (2002). Nouvelles recherches sur l'extension des phénomènes de dépérissement dans les subéraies de Sardaigne. *IOBC/wprs Bull*, 25, 5-12.

Sellier, Y., Dupont, V., Sugny, D., Gruhn, G., Corriol, G., Hannoire, C., *et al*. (2021). Prise en compte de la fonge dans les espaces naturels. Biologie, ressources documentaires, inventaires, suivis, analyses des données, bioindication, évaluation des impacts de gestion, intégration dans les plans de gestion. *Cahier technique des réserves naturelles de France*. Édité par Réserves naturelles de France, Dijon, France.

Serra, G., Luciano, P., Lentini, A. & Gilioli, G. (2002). Spatial distribution and sampling of *Tortrix viridana* L. egg-clusters. *IOBC/wprs Bull*, 25, 155-158.

Serrão, M. (2002). Damage evolution and control of Lymantria dispar L. in a cork oak forest of southern Portugal. *IOBC/wprs Bull*, 25, 109-114.

Sinclair, W.A. (1965). Comparisons of recent declines of white ash, oaks, and sugar maple in northeastern woodlands. *Cornell Plant*, 20, 62-67.

Sinclair, W.A. (1967). Decline of hardwoods: Possible causes. In: *International shade tree conference*. pp. 17-32.

Sinclair, W.A. & Hudler, G.W. (1988). Tree declines: Four concepts of causality. *Arboriculture & Urban Forestry (AUF)*, 14, 29-35.

Slim, M., Alwashali, E., Zouaki, N., Elghali, L. & Fadli, M. (2015). The systematic structure, composition, mode of action of the Cork oak enemy insect (*Quercus Suber* L.), case of Mamora forest, Kenitra, Morocco. *The International Journal of Multidisciplinary Sciences*, 1, 1-29.

Solomon, J.-D., McCracken, F.I., Anderson, R.L., Lewis, R., Oliveria, F.L., Filer, T.H., *et al*. (1987). *Oak pests: A guide to major insects, diseases, air pollution and chemical injury*. US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Region, USA.

Soria, F.J., Villagran, M., Del Tio, R. & Ocete, M.E. (1994). Estudios prospectivos de los principales perforadores del alcornoque en la Sierra Norte de Sevilla. *Bol. San. Veg. Plagas*, 20, 643-651.

Souidi, Z. & Larbi, H. (2015). État sanitaire et facteurs de dépérissement des forêts de chêne-liège de la wilaya de Mascara. Presenté à la 1re Rencontre méditerranéenne chercheurs-gestionaires-industriels sur la gestion des suberaies et la qualité du liège, Tlemecen, pp. 98-106.

Sousa, E. & Debouzie, D. (2002). Contribution à la bio-écologie de *Platypus cylindrus* F. au Portugal. *IOBC/wprs Bull*, 25, 75-83.

Sousa, E., Inácio, M.L., El Antry, S., Bakry, M. & Kadiri, Z.A. (2005). Comparaison de la bio-écologie et du comportement de *Platypus cylindrus* F. (Coléoptère, Platypodidae) dans les subéraies portugaises et marocaines. *IOBC/wprs Bull*., 28, 137-144.

Sousa, E.M.R. & Kadiri, Z. (2005). Le déclenchement des perturbations physiologiques des peuplements de chêne-liège : une synthèse des relations agent/hôte. *IOBC/wprs Bull*, 28, 9-16.

Stewart, G.H. (1989). Ecological considerations of dieback in New Zealand's indigenous forests. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 19, 243-249.

Stewart, P. (1969). Quotient pluviothermique et dégradation biosphérique. *Bull Soc Hist Nat Afri. du Nord*, 59, 23-36.

Tiberi, R., Branco, M., Bracalini, M., Croci, F. & Panzavolta, T. (2016). Cork oak pests: A review of insect damage and management. *Annals of Forest Science*, 73, 219-232.

Tobin, P. (2024). *Lymantria dispar dispar. CABI Compendium*, 1-29.

Touhami, I., Chirino, E., Aouinti, H., El Khorchani, A., Elaieb, M.T., Khaldi, A., *et al*. (2019). Decline and dieback of cork oak (*Quercus suber* L.) forests in the Mediterranean basin: A case study of Kroumirie, Northwest Tunisia. J. For. Res., 31, 1461-1477.

Trabaud, L. (1992). *Les feux de forêts : mécanismes, comportement et environnement*. France selection, Paris.

Tuor, U., Winterhalter, K. & Fiechter, A. (1995). Enzymes of white-rot fungi involved in lignin degradation and ecological determinants for wood decay. *Journal of Biotechnology*, 41, 1-17.

Vannini, A. & Valentini, R. (1994). Influence of water relations on *Quercus cerris – Hypoxylon mediterraneum* interaction: A model of drought-induced susceptibility to a weakness parasite. *Tree Physiology*, 14, 129-139.

Vannini, A., Valentini, R. & Luisi, N. (1996). Impact of drought and *Hypoxylon mediterraneum* on oak decline in the Mediterranean region. *Ann. For. Sci*., 53, 753-760.

Varela, M.C. (2008). Dépérissement des peuplements de chêne-liège et changement climatique. *Forêt méditerranéenne*, XXIX, 209-212.

Vennetier, M. (2012). Changement climatique et dépérissements forestiers : causes et conséquences. *Changement climatique et modification forestière*, 50-60.

Vidal, C., Flot, J.-L., Caroulle, F., Lucas, S. & Hamonic, A. (2007). *Dépérissement et mortalité : un éclairage de la situation en France* (no 16, 3e trimestre). Inventaire forestier national, France.

Villemant, C. (2003). Le Bombyx disparate en Corse. *Insectes*, 130, 5-10.

Villemant, C. (2010). Le Bombyx disparate en Europe et en Afrique du Nord. In : *6e Conférence internationale francophone d'entomologie (CIFE VI)*, Travaux de l'Institut scientifique, série Zoologie. O. Himmi, Rabat, Maroc, pp. 97-106.

Villemant, C. & Fraval, A. (1993). La faune entomologique du chêne-liège en forêt de la Mamora (Maroc). *Ecologia mediterranea*, 19, 89-98.

Vitasse, Y., Wohlgemuth, T. & Rigling, A. (2023). Les forêts face aux sécheresses et canicules : causes de dépérissements, facteurs aggravants et différences de sensibilité entre les espèces. *Revue forestière française*, 74, 121-132.

War, A.R., Paulraj, M.G., Ahmad, T., Buhroo, A.A., Hussain, B., Ignacimuthu, S., *et al*. (2012). Mechanisms of plant defense against insect herbivores. *Plant Signaling & Behavior*, 7, 1306-1320.

Youcef Khodja, L. (2021). Contribution à l'inventaire, à la connaissance et à l'utilisation des macrochampignons en Algérie. Thèse doctorat. USTHB, Alger.

Youcef Khodja, L., Rahmania, F., Courtecuisse, R. & Moreau, P.-A. (2020). First check-list with the occurrence of new records of Agaricomycetes (Fungi, Basidiomycota) in Babors Kabylia (Northern Algeria). *Ecologia mediterranea*, 46, 5-25.

Zaremski, A., Bakkali-Yakhlef, S., Chaintreuil, C., Abbas, Y., Prin, Y., Abourouh, M., *et al*. (2007). Caractérisation moléculaire du M'jej, agent de dépérissement des cédraies marocaines. *Bois & forets des tropiques*, 291, 67-73.

Zentmyer, G.A. (1980). *Phytophthora cinnamomi and the Diseases It Causes*. Monograph American Phytopathological Society, Minnesota, USA.

Land of the Dayas and Atlas Pistachio (*Pistacia atlantica* Desf. subsp. *atlantica*): Between abiotic pressure and adaptability

Pays des Dayas et Pistachier de l'Atlas (*Pistacia atlantica* Desf. subsp. *atlantica*) : entre pression abiotique et adaptabilité

Yasmina SMAILI[1], Safia BELHADJ[2], Arezki DERRIDJ[3]

1. Mohamed Boudiaf University, Faculty of Nature and Life Sciences, Department of Agronomic Sciences, 28 000, M'sila, Algeria.
yasmina.smaili@univ-msila.dz

2. University Ziane Achour of Djelfa, Faculty of Natural and Life Sciences, PO Box 3117, Djelfa, 17000. Algeria.
s.belhadj@univ-djelfa.dz; belhadjsafia@yahoo.fr

3. Mouloud Mammeri University, Faculty of Biological and Agronomical Sciences, Department of Agronomy, 15 000, Tizi-Ouzou, Algeria.
aderridj@yahoo.fr

Abstract

Atlas pistachio is one of the most emblematic trees in the Daya region, southern algeroise steppe, in Algeria. This North African species, well known for its socio-ecological benefits for the livelihood of the local populations, is considered for the reforestation program, in the green belt II project, which aims to halt the deserfication process towards northern Algeria. Several studies were conducted, these last decades, in order to find out the most suitable tree species to consider in this project. Ecophysiological and botanical trials were studied in order to understand how these species respond, both, to the biotic and abiotic stresses. Our study focused on the ecobotanical aspects of Atlas pistachio, in order to find out how the pedo-geoclimatic pressure builds up the ecophysiological behavior of the species. In this context, 25 quantitative traits were studied, including soil physico-chemical characteristics of the fine fraction, sampled under the tree. The trunk, leaf, leaflets, fruits and seed traits, as well were considered. Six different wild populations, located in the Dayas region, were sampled. The ANOVA, PCA and HCA analyses, showed very highly significant differences for most of the studied traits. The pistachio populations were grouped in different clusters depending on their soil characteristics, as well as the most discriminating traits. Correlations were strong and significant among the tree and leaf dimensions as well as pigment contents with the climatic data (mainly, temperatures and rainfall) and soil parameters (mainly, pH, Li and EC). These findings suggest a combination of genetic diversity and pedo-bioclimatic variability which leads to adaptive physiological strategies that enables P. atlantica *to occupy a broad ecological niche. These patterns support, both, drought-tolerant and ecologically plastic type, which makes this tree a promising candidate for land restoration in arid zones, and especially in the green belt project.*

Keywords: eco-climates, quantitative traits, tree, leaves, leaflets, fruits.

Résumé

Le pistachier de l'Atlas est l'un des arbres les plus emblématiques de la région des Dayas, dans la steppe sud-algéroise, en Algérie. Cette espèce nord-africaine, bien connue pour ses bénéfices socio-écologiques, est envisagée dans le cadre du programme de reboisement du Barrage Vert II, qui vise à stopper le processus de désertification vers le nord de l'Algérie. Plusieurs études ont été menées, ces dernières décennies, afin d'identifier les espèces les plus adaptées à intégrer dans ce projet. Des essais écophysiologiques et botaniques ont été réalisés afin de comprendre comment ces espèces réagissent, à la fois, aux stress biotiques et abiotiques. Notre étude s'est focalisée sur les aspects écobotaniques du pistachier de l'Atlas, dans le but de comprendre comment la pression pédogéoclimatique façonne le comportement écophysiologique de l'espèce. Dans ce cadre, 25 caractères quantitatifs ont été étudiés, y compris les caractéristiques physico-chimiques de la fraction fine du sol prélevé sous l'arbre. Les caractères du tronc, des feuilles, des folioles, des fruits et des graines ont également été pris en compte. Six populations, situées dans la région des Dayas, ont été échantillonnées. Les analyses statistiques ont montré des différences très hautement significatives pour la plupart des caractères étudiés. Les populations de pistachiers ont été regroupées en différents groupes, en fonction de leurs caractéristiques pédologiques ainsi que des caractères morphologiques les plus discriminants. Des corrélations significatives ont été observées entre les dimensions de l'arbre et des feuilles, ainsi que les teneurs en pigments, avec les données climatiques (principalement, températures et précipitations) et les paramètres du sol (principalement, pH, Li et CE). Ces résultats suggèrent une combinaison de diversité génétique et de variabilité pédo-bioclimatique, qui conduit à des stratégies physiologiques d'adaptation permettant à P. atlantica *d'occuper une large niche écologique. Ces tendances témoignent à la fois d'un type tolérant à la sécheresse et d'un type écologiquement plastique, ce qui fait de cet arbre un candidat prometteur pour la restauration des terres en zones arides, et particulièrement dans le cadre du projet du Barrage vert II.*

Mots-clés : éco-climats, traits quantitatifs, arbre, feuilles, folioles, fruits.

Introduction

The preservation of threatened forest and pre-forest ecosystems requires a deep understanding of the ecophysiological needs of native and resilient species. Among these, the Atlas pistachio (*Pistacia atlantica* Desf.) stands out due to its ecological value, resilience to harsh conditions, and role in preventing land degradation and desertification. Monjauze (1980) descibed the tree as the most emblematic tree of the « *Dayas region* » or « *Land of the dayas* ».

The Land of the Dayas is a high plateau where the average elevation decreases from 1000 to 500m from west to east. Roughly rectangular in shape, measuring just over 300km in length and just under 100km in width, it covers an area of approximately 30,000km^2. On its north side, it borders the central Saharan Atlas Mountains; to the south, it touches the Turonian ridge of the Chebka of Mzab. On the west, the land slopes down to the Western Grand Erg (large area of sand dunes). In the east, the land gradually lowers toward ancient dry riverbeds from the central Sahara, and further on, toward the depression of the Eastern Grand Erg, which is about 500km away (Monjauze 1982). A daya is a closed depression, from a few meters to several kilometers wide, where runoff water (usually fresh or slightly salty) collects. Some of this water evaporates, some slowly seeps into the ground, and the rest is used by various types of vegetation (Pouget 1980). Besides their irregular shape and distribution, one of the most remarkable features of the plateau is the presence of Atlas pistachio trees (*Bétoums*, in local arabic), which grow only under jujube bushes (*Ziziphus lotus*). This creates small oasis-like spots in the dayas and gives the plateau a classic but spectacular landscape, especially in the southern Atlas region (Monjauze 1968). These depressions contain a wide variety of soils, generally deep and well-developed, and often include nebkhas (Pouget 1980). Nebkhas are sand dunes made of quartz-rich sand mixed with clay, forming around low, cushion-like desert plants (chamaephytes or nanophanerophytes), such as those seen with *Ziziphus lotus* (Kaabache 2003). These dunes are considered reliable indicators of wind erosion and land degradation in drylands. They also serve as shelters for some animals and plants, including young Atlas pistachio trees (Belhadj 2007; Houma *et al*. 2022).

The vegetation cover, especially trees adapted to arid conditions, plays a crucial role in maintaining ecological balance. However, the decline of tree populations due to human pressures and climate change is reducing this stability and accelerating soil degradation. In steppe regions, soils are typically poor and arid in nature, characterized by low organic matter content and low phosphorus levels. The Atlas pistachio tree (*Pistacia atlantica* Desf., Anacardiacaea), a majestic species with a broad canopy, plays a key role in preventing soil degradation and combating desertification. Despite its exceptional resilience and ecological value, it has not yet been integrated into government-led environmental programs. Given these advantages, *P. atlantica* should actively be included in reforestation efforts and, where ecologically appropriate, considered with caution in afforestation initiatives. It should be particularly considered within large-scale initiatives like the Green Belt (*Barrage Vert*), a large-scale reforestation and land restoration project, initially launched in Algeria in the 1970s. Its main goal is to combat desertification by stopping the southward expansion of the Sahara desert into northern areas by restoring degraded lands in arid and semi-arid zones. The project focused primarily on exotic or fast-growing drought-tolerant species (*Pinus halepensis*, *Eucalyptus* spp., *Acacia* spp., etc.), which were often poorly adapted to local conditions. However, local or native species were not included, despite their excellent ecological value. As a result, the project faced challenges related to aridity, water scarcity, and soil degradation (Belaaz 2003; Mohammedi *et al*. 2006). The updated Green Belt II initiative now emphasizes sustainable, community-led reforestation using native and ecologically adapted species, offering a new opportunity to include *P. atlantica*.

Atlas pistachio should be included in reforestation efforts because, in addition to its ecological benefits – such as extreme drought tolerance and the ability to grow in poor soils – it thrives across a wide range of bioclimatic zones, from Mediterranean to Saharan, helps prevent soil erosion, and improves land stability. Besides, Atlas pistachio supports multiple functions, from the production of edible fruits, fodder, resin and to biodiversity conservation (Belhadj *et al*. 2008a). Furthermore, its potential use as a rootstock, and a source of pollen for the cultivated species (*Pistacia vera* L.) is promising. When adequately promoted by environmental authorities, this species could significantly contribute to sustainable economic development and improve the livelihoods of local communities (Belhadj *et al*. 2008b). This massive, robust and beautiful tree may reache up to 20m in height, 5m in circonference and up to 300 to 500 years in age. The tree is characterized by a well-defined trunk and deciduous foliage (Monjauze 1982). According to Monjauze (1980), Ozenda (1983) and Quezel & Médail (2003), *P. atlantica* subsp. *atlantica* is indigenous to North Africa, nd well adapted to the Mediterranean like climate. However, it is under increasing threat in Algeria due to recurrent droughts, pests and diseases, illegal logging for firewood, and overgrazing, particularly in dayas, where seedlings are trampled and regeneration is difficult. Furthermore, the species is threatened by a lack of scientific research and insufficient management, especially considering that its natural regeneration is sporadic and its ecophysiological behavior remains poorly understood (Belhadj 2007; Bouabdelli *et al*. 2018; Doghbage *et al*. 2020; Louzabi *et al*. 2020).

Given this context, the present study aims to conduct a comprehensive analysis of the eco-morphological traits of Atlas Pistachio across six different populations grown wild, representing different bioclimatic conditions. Using an ecobotanical approach, the present research will seek the correlations between the phenotypic expressions of the species to its environment. Tree traits, leaf, leaflets and fruit characteristics, as well as foliar pigments content will be evaluated. Additionally, the analysis will examine the impact of soil and climatic conditions, such as texture, pH, organic matter, temperature, and precipitation, on the morphological variability of the species, notably, in the *El Mergueb Natural Reserve*, where hundreds of mature individuals persist under increasing climate pressure. This population could represent a free valuable genetic reservoir. For a wider number of samples, data from previous studies (Smaili *et al*. 2024, 2025) were incorporated in this study to increase variability in climate and soil conditions.

Material and methods

Geography and ecology of the study area

The Algerian steppe is located in the high plateau and is characterized by an arid to semi-arid climate, with cold winters and very hot, dry summers. This area is dominated by herbaceous plants with sparse vegetation composed of drought-resistant plants. In the steppe zone, the soils are poor, likely arid in nature, with very low organic matter content. The soils are non-saline and calcareous, and their nitrogen content, particularly in the rhizosphere, results from root activity and microbial biomass in the soil/root interface (Lahouel & Belhadj 2022). The Dayas region, located from the west (South Oranie) to the east of the steppe (South Canstantinois, including Biskra district), is distinguished by its vast agricultural land. It is also a strategic location due to its key geographical position (Pouget 1980; Lahouel *et al*. 2016) between the Saharian Atlas and the tellian Atlas. Towards the south, this area marks the limits of the Algerian Sahara.

Sampling sites

The sampling sites are located in a study zone, within the steppe region of Algeria which, covers four main bioclimates, ranging from sub-Humid to the saharian. The main characteristics of the six sites (Elguerssa, EG2; Sidi M'hamed, SM; Ouanougha, OG; Dayet Echaala, DE; Ras El Miaad, RM; and Sidi Mahdjoub, SH) are given in Table 1 and Figure 1. All the sampling sites are located in the daya region, located in the Northern parts of the central steppic area (southern algerois steppe).

Soil texture and chemical properties

From each site, three replicate samples were collected under a tree. Each sample consisted in three subsamples taken at a depth of 0-20cm, at 20-40cm, and at 40-60cm. The collected samples were preserved hermetically in labeled plastic bags. The samples were dried in ambient air, at lab conditions, for 48h. After sieving at 2mm, a thin fraction of soil is collected and conditioned in hermetic boxes, until use. After that, physico-chemical

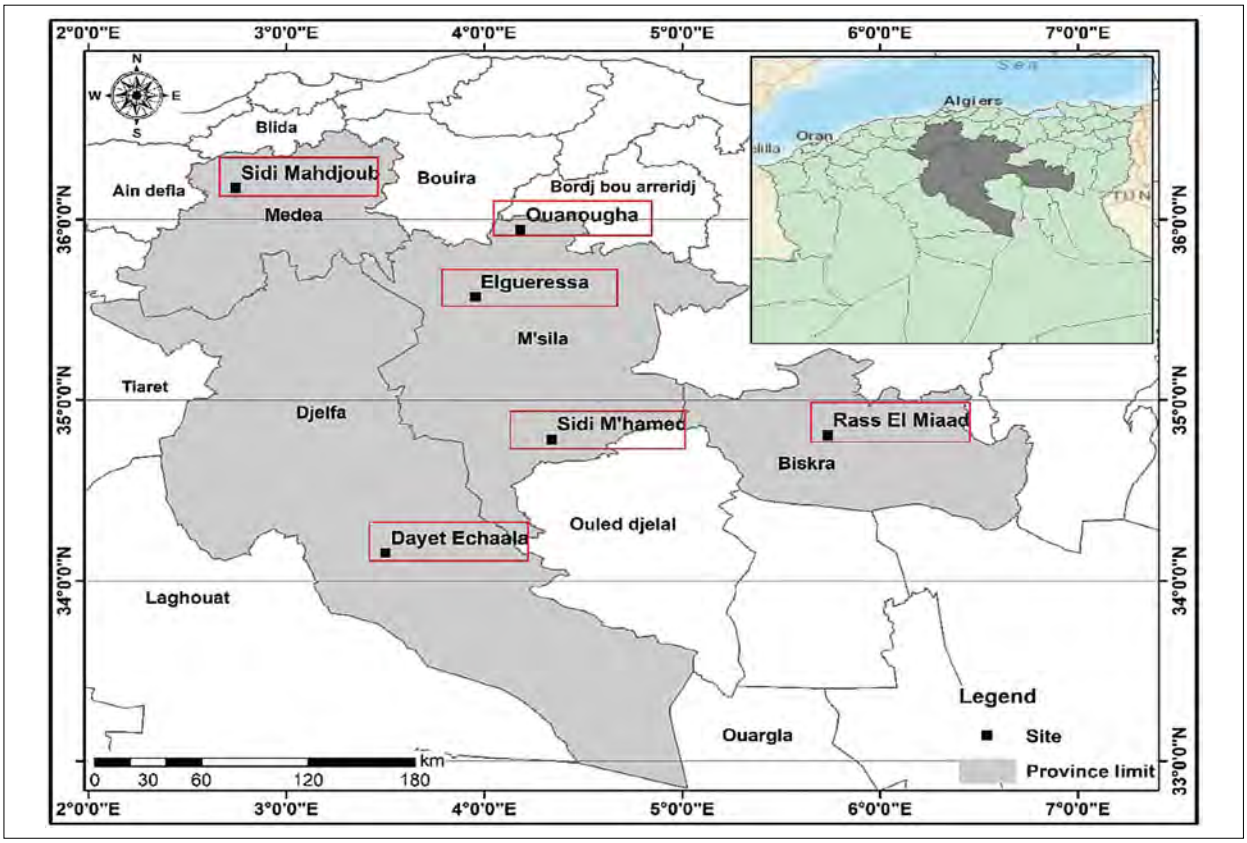


Figure 1 – Location of the sampling sites for the six populations of P. atlantica *Desf. SubsP.* atlantica, *in the southern algeroise steppe.*

Table 1 – Main geo-climatic characteristics of the sampling sites. Climatic data and bioclimate types after Temperature and precipitation corrected values.

Site	Geographic coordinates	Altitude (m)	T_{max} (°C)	T_{min} (°C)	T_{mean} (°C)	P (mm)	I_{DM}	I_{DM}CT	Q_3	Q_3CT	DS (months)
Elgueressa (EG2)	34°46'10.2"N 4°15'09.6"E	591	38.7	2.8	18.1	296.7	10.6	Semi-Arid	28.3	Arid Cool	4
Sidi M'hamed (SM)	35°33'43.9"N 3°55'53.6"E	863	35.1	0.5	15.2	495.9	19.7	Semi-Arid	49.1	Semi-arid Cool	4
Ouanougha (OG)	35° 58' 02" 4° 9' 37"	1431	33.7	1.0	15.5	486.7	19.1	Semi-Arid	50.9	Semi-arid Cool	4
Dayet Echaàla (DE)	34°10'57"N 03°30'10"E	747	36.7	1.8	16.7	238.5	8.9	Arid	23.4	Arid Cool	9
Rass El Miaad (RM)	34°48'6"N 5°44'1"E	86	39.5	5.9	21.4	189.7	6.0	Arid	19.4	Saharian temperate	10
Sidi Mahdjoub (SH)	36° 08' 11"N 2° 42' 43"E	566	34.2	5.6	17.4	550.0	20.1	Sub-Humid	66.0	Sub-humid temperate	5

T_{mean}: Annual mean temperature (°C); T_{max}: Mean maximum temperature of the hottest month (°C); T_{min}: Mean minimum temperature of the coldest month (°C). Temperatures (T_{mean}, T_{max} and T_{min}) and precipitations (P) corrections were carried out, based on the altitude of the sampling sites, by calculating the correction coefficient (Seltzer Method, 1946). Corrected climatic data were used to classify the bioclimates of the different sampling sites by calculating: **I_{DM}**: Annual aridity index of De Martonne (1926) (I_{DM})=P/(T_{mean}+10) *(P is the annual average rainfall in mm and T_{mean}, in degree Celcius)* ; **I_{DM} CT**: Climate type after I_{DM}; **Q_3**: Pluviothermic quotient of Emberger (Modified by Stewart, 1968), with Q_3= 3.43×P/M-m); **Q_3CT**: Climate type after Q_3; **DS** (Dry season duration) using Bagnouls and Gaussen ombrothermic diagramm (1953), with P≤ 2T.

parameters were studied following Aubert (1978) method: Hygroscopic Humidity (HH in %), Soil solution pH, Electric Conductivity (EC in mS/cm), Total limestone content (LI in %), Organic matter content (OM in %), Granulometry (fractions in %) (Table 2).

Sampling and plant material

Morphological and dendrometric variables were measured on the trees, the leaves, the fruits and the seeds (Table 2). Leaves and fruits were collected from 180 trees, in total (30 trees per site, 10 leaves and 10 fruits per tree), to ensure a sufficient statistical representativity and diversity (Belhadj 2007). The leaves were collected at the end of July, while the fruits were collected from end of September to the beginning of October. In total, 1800 leaves and 1800 fruits, were collected. The samples were conserved at optimal lab conditions, in Kraft paper bags.

Tree dendrometric measurements

Four dendrometric parameters were measured from 30 trees from each site (Table 2). The tree total height (TH) was measured with Smart Measure (version 1.8) using field images and data to model the structure of the tree. In parallel, the bole height (BH), the trunk circumference (TC), and the crown size (CZ) were measured manually with a tape measure to get direct data. These dimensions are necessary to assess the global morphology, growth potential, and biomass of the trees.

Leaf, leaflet and fruit morphological traits

Regarding the leaves, the measurements for the foliar surface (FS), the leaf size (width, LW and length, LL) were carried out using an electronic high precision planimeter (Area Meter, Model AM 30). The terminal leaflet size (length, TLL and width, TLW), the petiole length (PL), as well as for the fruit size (length, FL; width, FW and thickness, FT) were measured with a millimeter graph paper under binoculars (Novex Binocular NOVEX AP4). The leaflets number (LN) as well as the fruit number in 100g (NS) are performed by counting the numbers directly on the samples. As for the fruits weights (W100), the measures were conducted using an analytical balance (Balance OHAUS Adventurer Precision). All the traits were measured according to the I.P.G.R.I standards (1997), but also according to Belhadj *et al*. (2008b).

In addition, to the leaf and leaflet morphological traits, photosynthetic *pigments contents* were evaluated from mature leaves: Chlorophyll a (Chla, the main pigment), chlorophyll b (Chlb) and Carotenoids (Cat) (extra pigments). These pigments show different light absorption peaks (450nm and 650nm for chlorophylls a and b, and 480-500nm for carotenoids), which

Table 2 – Measured parameters for the soil physico-chemical analysis and the quantitative morphological traits for the tree, the leaves, the leaflets, the fruits and the pigments contents for* Pistacia atlantica *Desf. subsP.* atlantica *sampled populations.

Measured parameters		Traits	Codification
**Soil physico-chemical Analysis*		Hygroscopic humidity (%)	HH
		Soil solution pH	pH
		Electric Conductivity (mS/cm)	EC
		Total limestone content (%)	LI
		Organic matter content (%)	OM
		Granulometry (fractions in %)	
Quantitative morphological traits	Dendrometric Tree traits	Total height (m)	TH
		Bole height (m)	BH
		Trunk Circumference (m)	TC
		Crown size (m)	CZ
	**Leaves & Leaflets	Foliar surface (mm^2)	FS
		Leaf length (mm)	LL
		Leaf width (mm)	LW
		Leaflets number	LN
		Terminal leaflet length (mm)	TLL
		Leaflet width (mm)	TLW
		Petiole length (mm)	PL
		Chlorophyll a (mg/g)	Chla
		Chlorophyll b (mg/g)	Chlb
		Carotenoids (mg/g)	Car
		Total chlorophyll (mg/g)	Chlt
	Fruits & seeds	Fruit length (mm)	FL
		Fruit width (mm)	FW
		Fruit thickness (mm)	FT
		Weight of 100 Fruit	W100
		Number of seeds in 100g	NS

* **HH**: Amount of hygroscopic water in the air dried soil fraction: H_2O (%) = (P_1−P_2/P_1) ×100. $\mathbf{P_1}$, *weight of 10g of the thin soil fraction before drying;* $\mathbf{P_2}$, *weigth of 10g of the thin fraction after drying in the oven at 105°C, during 48 h,* P_1−P_2 = quantity of water lost by the 10g of the air dried soil fraction; **pH**: Electromotor force of the soil aqueous solution (Ratio soil/water = 1/2.5); **EC**: Soil salinity, measured, on an aqueous extraction solution (soil/water equal to 1/5) in millisiemens per centimeter (mS/cm) (De Jonc *et al.*, 1979; Williams & Hoey, 1982) ; **Li**: Based on the reaction of calcium carbonate ($CaCO_3$) with the chlorhydric acid (Hcl) using Bernard Calcimeter; **OM**: Measured using Anne Jackson method (1965) (Aubert, 1978), OM = C(%)*1.72, where C, is the total organic carbone (%) and 1.72 is the mean coefficient; **Granulometry**: Performed, only at 60cm depth.

** **Pigments contents**: Chla, Chlb, and Car concentrations (µg/g) are performed using Wellburn method (1994), with the following calculations: ***Chla*** = (12.21*A663-2.81*A646)S/W; ***Chlb*** = (20.13*A646-5.03*A663) S/W; ***Car*** = (1000*A470-3.27*Chla-104*Chlb)/198)S/W. Where, ***S***, is the size of the solution and ***W***, the weight of the used leaves.

allows for the optimization of the use of the solar spectrum by the plant. From each site, mature leaves, in sunny conditions, were collected, and kept in the refrigerator until use. Then, 0.5g of the fresh foliar matter is smashed in 20ml of acetone at 80%. Once filtered with a syringe filter (0.45µm), the obtained solution is measured with a spectrophotometer (series). Therefore, acetone (80%) is used as a blank to adjust the spectrophotometer zero value. The pigments dosage is obtained, by reading the absorbance value of the solution at wave lengths 663, 646 and 470nm (A663, A646, and A470), respectively.

Data statistical analysis

The results were statistically analyzed using the STATISTICA software (version 10, 2022). The descriptive analyses, ANOVA followed by Newman-Keuls (threshold $\alpha = 0.05$) when significant, and Pearson correlation tests, were performed for each measured parameter on the soil, the trees, the fruits or the leaves. Then, the principal components analysis (PCA) and the hierarchical cluster analysis (HCA) were performed in order to find out the most discriminating variables as well as the grouping of the different sites.

Results

Texture and Soil properties

The lowest value for the Hygroscopic humidity (HH) is 1.96%, registered in Dayet Echaala (site DE) and Ras al Miaad (site RM), while the highest values are recorded at Sidi M'hamed (site SM) (4.2%) and Sidi Mahdjoub (site SH) (4.6%). Concerning the difference between the three depths, the highest values (5.5%) are recorded, at SM and SH sites, at 20cm depth while at 40cm depth, SH showed the highest value (4.5%). At 60cm depth, the highest value (3.8%) is recorded, both for SM and SH sites (Table 3).

Soil sample average pH across depths is slightly alkaline, ranging from 7.8 to 8.3 except for SH site where it is slightly acidic (6.4). As a comparison among the different depths and among the sites, the lowest pH (6.2) is recorded at 20cm depth for SH site, while the highest value (8.8) is recorded at EG2 site. The SH site records the lowest values for the three depths (Table 3).

The recorded values for the electrical conductivity (EC) are lower than 4mS/cm. The highest mean value (1.8mS/cm) is recorded for Elguersa (EG2) site and the lowest (0.9mS/cm) for SH site. As for the values for the different depths, EG2 site shows the highest

Table 3 – Soil physico-chemical parameters, measured under* Pistacia atlantica *trees in the six studied sites.

Sampling site	Depth (cm)	Elgueressa (EG2)	Sidi M'hamed (SM)	Ouanougha (OG)	Dayet Echaàla (DE)	Ras El Miaad (RM)	Sidi Mahdjoub (SH)
Hygroscopic humidity (HH) (%)	20	3.9	5.5	4.5	0.8	0.8	5.5
	40	2.5	3.5	3.4	3.7	3.7	4.5
	60	1.4	3.8	2.8	1.4	1.4	3.8
	Mean	**2.6**	**4.2**	**3.6**	**1.96**	**1.96**	**4.6**
		Moderate	**High**	**Moderate**	**Low**	**Low**	**High**
Soil solution pH (pH)	20	8.3	8.2	7.7	8.1	8	6.2
	40	7.3	8.3	7.8	7.8	8.5	6.5
	60	8.8	8.3	7.7	8.1	8	6.3
	Mean	**8.1**	**8.3**	**7.8**	**8.0**	**8.2**	**6.4**
		Averagely Alkaline	**Averagely Alkaline**	**Slightly Alkaline**	**Averagely Alkaline**	**Averagely Alkaline**	**Weakly Acid**
Electric conductivity (EC) (mS/cm)	20	1.7	1.6	1.3	1.3	1.0	0.8
	40	1.8	1.6	1.3	1.1	1.6	0.9
	60	1.7	1.6	1.3	1.3	1.0	1.0
	Mean	**1.8**	**1.6**	**1.3**	**1.3**	**1.2**	**0.9**
		Slightly salty	**Slightly salty**	**Slightly salty**	**Slightly salty**	**Slightly salty**	**Slightly salty**
Total limestone (CaCO3) content (LI) (%)	20	26.5	21.8	30.7	21.8	10	57
	40	26.5	22.4	29.7	22.4	28	59
	60	26.5	22.6	37.5	22.6	10	65
	Mean	**26.5**	**22.3**	**32.7**	**22.3**	**16**	**60.3**
		Averagely highly calcareous	**Averagely calcareous**	**Averagely highly calcareous**	**Averagely calcareous**	**Averagely calcareous**	**Very highly calcareous**
Organic matter content (OM) (%)	20	1.1	1.9	3.2	3.2	0.2	1.1
	40	2.0	2.3	3.7	1.0	0.1	2.2
	60	0.9	1.4	4.2	3.1	0.2	4.1
	Mean	**1.4**	**1.7**	**3.7**	**2.4**	**0.2**	**2.5**
		Very weak	**Weak**	**Averagely high**	**Weak**	**Extremely weak**	**Average**
Clay (%)	60	15.0	4.5	**32.6**	10.6	3.4	15.3
Fine silt (%)		18.4	5.8	**21.5**	12.7	5.2	18.5
Coarse silt (%)		**21.8**	6.4	**17.9**	16.0	5.7	21.6
Fine sand (%)		**31.9**	**76.6**	11.2	**42.6**	**71.5**	**34.0**
Coarse sand (%)		12.7	6.7	16.8	18.1	14.2	10.6
Soil texture		**Loamy-Sand**	**Sandy-loam**	**Clay-loamy sand**	**Sandy-loam**	**Sandy**	**Sandy-loamy-clay**

Appreciation norms for pH, EC, $CaCO_3$ amount (Baize, 2000) and OM content (Soltner, 1982).
pH: < 4.5: extremely acid; 4.6-5: very highly acid; 5.1-5.5: highly acid; 5.6-6: averagely acid; 6.1-6.5: weakly acid; 6.6-7.3; neutral: 7.4-7.8: slightly basic; 7.9-8.4: averagely basic; 8.5-9: highly basic; > 9.1: very highly basic.
EC: < 4: soil slightly salty; 4-8: soil averagely salty; 8-16: soil highly salty; > 16: soil very highly salty.
$CaCO_3$ content: < 5: averagely weak calcairous; 5-12.5: weakly calcairous; 12.5-25: averagely calcairous; 25-37.5: averagely highly calcairous; 37.5 à 50: Highly calcairous; > 50: very highly calcairous.
OM: 0-1%: extremely weak; 1-1.5%: very weak; 1.5-2.5%: weak; 2.5-3.5%: average; 3.5-4.5%: averagely high; 4.5-5% : high; > 5%: very high.
Granulometry: soil texture is performed using Baize (2000) classical texture triangle method.

value (1.8 mS/cm) and SH site the lowest (0.8mS/cm) at 20cm depth (Table 3).

As far as the Lime rate (LI) is concerned, our samples are moderately limy, strongly limy, or very strongly limy, depending on the site and the soil sampling depth. In this regard, RM (16%), DE and SM sites, both with a mean value of 22.3%, contain average amounts of $CaCO_3$. These soils are moderately limy. The soils at SH site are rich in $CaCO_3$ (very strongly limy, with a value of 60.3%), while EG2 and OG sites show medium values (26.5% and 32.7%) (Table 3).

The organic matter content in our samples does not exceed 5%, as the highest mean value is 3.7% in OG site. On the other hand, the lowest value (0.2% extremely low) is reported in RM site. The other sites show different values from 1.4% (very low) at EG2, 1.7% (low) at SM, 2.4% (average) at DE and 2.5% (average) at SH. As for the different depths, OG site records the highest values (4.2% at 60cm, 3.7% at 40cm and 3.2% at 20cm), followed by the DE site where the values range from 3.2% (20cm) to 3.1% (60cm). The SH site records 4.1% at 60cm depth. Our samples have mostly sandy texture (i.e. proportion of sand, limestone and clay particles in the soil complex), with mainly sandy loam in SM, DE and EG2 sites and somehow sandy-loam clay/clay-loamy sand in SH and OG sites (Table 3).

Morphological traits

Tree dendrometric measurements

The average total tree height (TH) is 9.8m, the trees are smaller in SH (7.3m) and RM (8.2m) sites and taller (13.4m) in OG site. The bole height (BH) average is 2.2m, while the highest is 2.5m in RM and EG sites, and the smallest is 2.0m in SM and SH sites (Table 4). As for the trunk circumference (TC), the average value is 3.4m, the lowest is 2m in OG, and the highest is 4.6m in SM. For the crown size (CZ), the values are between 11.4m in SH and 18.9m in SM, with an average value of 14.2m (Table 4).

The ANOVAs show very highly significant differences among and within the six populations regarding TH, BH, TC, and CZ ($p < 0{,}001$), except for the CZ where the values are not significantly different between EG and RM sites. The multiple comparison tests of Newman-Keuls show several groups: 5 for TH, 2 for BH, 5 for TC and 4 for CZ (Table 4).

Leaves and leaflets

The mean average value for foliar surface (FS) is 3315mm^2. The leaves are bigger in DE site (4091mm^2) and smaller in EG site (2766mm^2). The average length (LL) of the leaves is 86.8mm while the lowest and highest values are of 67.1mm in SH, and 117.6mm in DE. For the width, the values are between 44.9mm in EG and 72.8mm in DE, with an average of 53.3mm. The number of the leaflets varies between 3 and 11 leaflets per leaf, with an average of 8.6 leaflets. The highest number is around 9 in 4 sites (in SM, OG, DE and SH) while the lowest is around 6 in EG site. The average length of the terminal leaflet (TLL) is 3.1mm; the highest (3.7 and 3.6mm) are recorded at EG and SM sites, respectively. The lowest values (2.3 and 2.5mm) are recorded at DE and SH sites. The width of the terminal leaflet (TLW) shows values between 0.6 and 0.8mm (RM and SH, respectively) and 1.4mm in SM site, with an average value of 1mm. The average length of the petiole (PL) is 1.6mm, the lowest is 1.2mm in RM and the highest 2.4mm in EGa. The ANOVA shows significant differences among and within the six populations regarding, all the studied leaf traits. In this context, the Newman-Keuls test showed several homogenous groups (Table 4).

The pigment contents (Chla, Chlb, Car, and Chlt) in the Atlas Pistachio leaves varied among the six sites and depended on the pigment types. The mean Chla content (1.1mg/g) are the highest as compared to Chlb (0.8mg/g) and Car (0.5mg/g). The leaves coming from SH (Chla=1.99mg/g), OG (Chl a=1.13mg/g) and SM (chl a=1.05mg/g) show higher Chla levels, while SH (Chlb=1.67mg/g) and OG (chlb=0.83mg/g) show higher Chlb levels. Carotenoid contents were the highest in SH site (0.67mg/g) and lowest in RM site (0.12mg/g). As for the total pigment contents, SH site has the highest value (4.33mg/g), and RM site (1.32mg/g) the lowest value (Table 4).

Fruits and seeds

The fruits length (FL) varies between 5.7mm (SM site) and 7.4mm (DE and SH sites) (average of 6.3mm); the width (FW) varies between 4.8mm (DE) to 6.4mm (SH) (average of 5.2mm). As for the thickness (FT), the mean value is 3.8mm while the lowest is 3.3mm at OG site and the highest 5.1mm at SH site. For the weight of 100 fruits (W100), it varies between 5g (EG) and 9g (SH), with a mean of 6.1g. Moreover, the number of seeds (NS)

Table 4 – Statistical analysis for the morphological quantitative traits measured for the leaves and the leaflets of* Pistacia atlantica *in the six populations (by site).

Character	FS (mm2)	LL (mm)	LW (mm)	LN	TLL (mm)	TLW (mm)	PL (mm)	Chla (mg/g)	Chlb (mg/g)	Car (mg/g)	Chlt (mg/g)
Elgueressa (EG2)	2766.1^{d***}±974.7 1012-4726 (35.2)	74.8^{d***}±20.9 42.7-130.8 (28)	44.9^{c***}±10.3 27.7-78 (23.1)	6.5^{c***}±1.9 3-11 (29.1)	3.7^{a***}±1.5 1.6-6 (41.7)	1.02^{aNS}±0.4 0.4-1.7 (43)	2.4^{c***}±0.6 1.5-3.5 (26.9)	0.85	0.67	0.55	2.07
Sidi M'hamed (SM)	3357.5^{bNS}±869.4 1930-4905 (25.9)	105.3^{c***}±20.9 44.2-45.2 (19.9)	64.9^{a***}±14.1 30.5-92.7 (21.7)	9.4^{a***}±1.6 6-11 (17.1)	3.6^{a***}±1.3 1.4-5.8 (36.2)	1.4^{d***}±0.6 0.4-3 (47)	1.3^{a***}±0.4 0.9-2.2 (34.8)	1.05	0.62	0.54	2.27
Ouanougha (OG)	3258.6^{bcNS}±597 2195-4510 (18.3)	108^{b***}±13.2 69.5-134.1 (12.2)	65.9^{a***}±12.2 37.8-92.2 (18.5)	9.1^{a***}±1.5 7-11 (17)	2.9^{abNS}±0.9 0.6-3.9 (32.9)	1.1^{a***}±0.7 0.1-2.6 (67.8)	1.7^{bNS}±1.1 0.7-4 (68)	1.13	0.83	0.56	2.52
Dayet Echaàla (DE)	4091^{a***}±912.1 1852-6273 (22.3)	117.6^{a***}±11.5 90.4-144.3 (9.7)	72.8^{d***}±13.0 45.5-98.8 (17.9)	9.4^{a***}±1.7 5-11 (18.6)	2.3^{b***}±1.2 0.7-9 (54.3)	1.0^{aNS}±0.6 0.4-2.1 (55.3)	1.7^{b***}±0.8 0.7-3.3 (48.4)	0.85	0.54	0.39	1.78
Rass El Miaad (RM)	3264.3^{bcNS} ±596 2195-4510 (18.2)	108.3^{b***}±13.3 69.5-134.1 (12.2)	66.1^{a***}±12.1 37.8-92.2 (18.4)	9.2^{a***}±1.5 7-11 (16.9)	3.4^{aNS}±9.9 1.2-1.0 (295.3)	0.6^{b***}±0.3 0.2-1.1 (51.6)	1.2^{a***}±0.4 0.7-1.9 (34.5)	0.65	0.55	0.12	1.32
Sidi Mahdjoub (SH)	3152.5^{c***}±646.2 1092-4962 (20.5)	67.1^{e***}±1.3 30-99 (18.8)	49.8^{b***}±5.1 22-55 (10.2)	8.1^{b***}±1.8 3-11 (22.1)	2.5^{b***}±0.9 1.2-4.1 (35.3)	0.8^{c***}±0.7 0.2-2.3 (77.7)	1.3^{a***}±0.9 0.5-3 (69.0)	1.99	1.67	0.67	4.33
Mean	**3315***±875.1 1012-6273 (26.4)**	**86.8***±41.1 3-145.2 (47.3)**	**53.3***±26 2.2-98.8 (48.7)**	**8.6***±1.98 3-11 (23)**	**3.1***±4.2 0.6-1.0 (138.4)**	**1***±0.6 0.1-3 (62.3)**	**1.6***±0.9 0.5 (54.3)**	**1.1*****	**0.8*****	**0.5*****	**2.4*****

Character	TH (m)	BH (m)	TC (m)	CZ (m)	FL (mm)	FW (mm)	FT (mm)	W100 (g)	NS
Elgueressa (EG2)	9.2^{c***}±1.2 7.4-11 (13.1)	2.5^{a***}±0.5 1.7-3.1 (21.1)	3.9^{b***}±0.7 2.8-4.8 (17.6)	14.1^{bNS}±1.9 9.7-17.1 (13.7)	5.9^{b***}±0.6 5-7 (11.2)	4.9^{bc***}±0.5 4-6 (9.9)	3.6^{b***}±0.5 3-5 (13.6)	5	1963
Sidi M'hamed (SM)	11.5^{b***}±1.4 9.6-14.5 (12.6)	2.0^{b***}±0.4 1.3-2.7 (21.8)	4.6^{a***}±0.3 4.2-5.1 (6.7)	18.9^{a***}±1.7 15.8-21.8 (9.3)	5.7^{b***}±0.6 5-7 (10.8)	5.1^{b***}±0.5 4-6 (8.9)	3.6^{b***}±0.3 3-4.5 (8.5)	5.7	1631
Ouanougha (OG)	13.4^{a***}±3.2 10-20 (24.1)	2.1^{b***}±0.5 1.3-2.9 (24)	2.0^{e***}±0.7 1.2-3.4 (33.2)	12.2^{c***}±2.9 8-17 (23.6)	5.9^{b***}±0.7 5-7 (11.6)	4.9^{bc***}±0.4 4-6 (8.4)	3.3^{b***}±0.4 2.5-4 (11.4)	6.0	1725
Dayet Echaàla (DE)	9.4^{c***}±1.1 7.6-11 (12.1)	2.4^{a***}±0.4 1.7-2.9 (15.2)	3.2^{c***}±0.6 2.2-4.4 (20.4)	14,4^{b***}±1,7 11,4-18 (12,2)	7.4^{a***}±0.8 6-9 (10.6)	4.8^{c***}±0.4 4-6 (8.1)	3.6^{b***}±0.7 2-7 (18.7)	5.3	1995
Rass El Miaad (RM)	8.2^{d***}±0.7 7-9 (9.1)	2.5^{a***}±0.5 1.7-3.1 (21.1)	3.9^{b***}±0.7 2.8-4.8 (17.7)	14.1^{bNS}±1.9 9.7-17.1 (13.9)	5.9^{b***} ±0.8 5-8 (13.9)	5.2^{bNS} ±0.5 4-6 (9.0)	3.7^{b***}±0.3 3-4 (8.5)	5.7	1736
Sidi Mahdjoub (SH)	7.3 ^{e***}±1.0 5.1-8.7 (14.1)	2^{b***} ±0.7 1.3-3 (34.2)	2.7^{d***}±0.7 1.3-3.7 (26.4)	11.4 ^{d***}±1.2 8.6-12.8 (10.2)	7.4^{a***}±0.7 5.8-9 (9.6)	6.4^{a***}±0.6 3.5-7.7 (9.3)	5.1^{a***}±0.5 3.9-6 (10.2)	9.0	1523
Mean	**9.8***±2.6 5.1-20 (27)**	**2.2***±0.5 1.3-3.1 (24.8)**	**3.4***±1.1 1.2-5.1 (31.8)**	**14.2***±3.1 8-21.8 (21.8)**	**6.3***±1.01 5-9 (15.9)**	**5.2***±0.7 3.5-7.7 (13.6)**	**3.8***±0.7 2-7 (19.3)**	**6.1***±1.3 5-9 (21.9)**	**1762***±169 1523-1995 (9.6)**

The values are Means ± SD; Range (C.V. in %);
a, b, c, d, e, f: for the same trait, means with the same letter are significantly not different; means with different letters are significantly different.
***: very highly significant;**: highly significant;* significant. NS: not significant.

in 100g is 1762 in average with a maximum number of 1995 (DE site) and a minimum of 1523 (SH site) (Table 4). The ANOVA test showed significant differences among and within the studied populations regarding all the measured variables ($p < 0.001$), except for FW in RM sites, where the difference within the population is not significant statistically. Several groups, as well, were discriminated according to the Newman-Keuls test depending on the trait (Table 4).

Multivariate analysis (PCA and HCA)

A first PCA was performed with all the parameters (soil, tree dendrometrics, leaf and fruit morphology as well as climatic data) for which the results were very confusing and the factorial plan (F1*F2) recorded 68.93% of the total inertia (47.04% for F1and 21.89% for F2) (data not shown). The majority of the studied traits (climatic data, and soil parameters) are close to the correlation circle, except leaflet

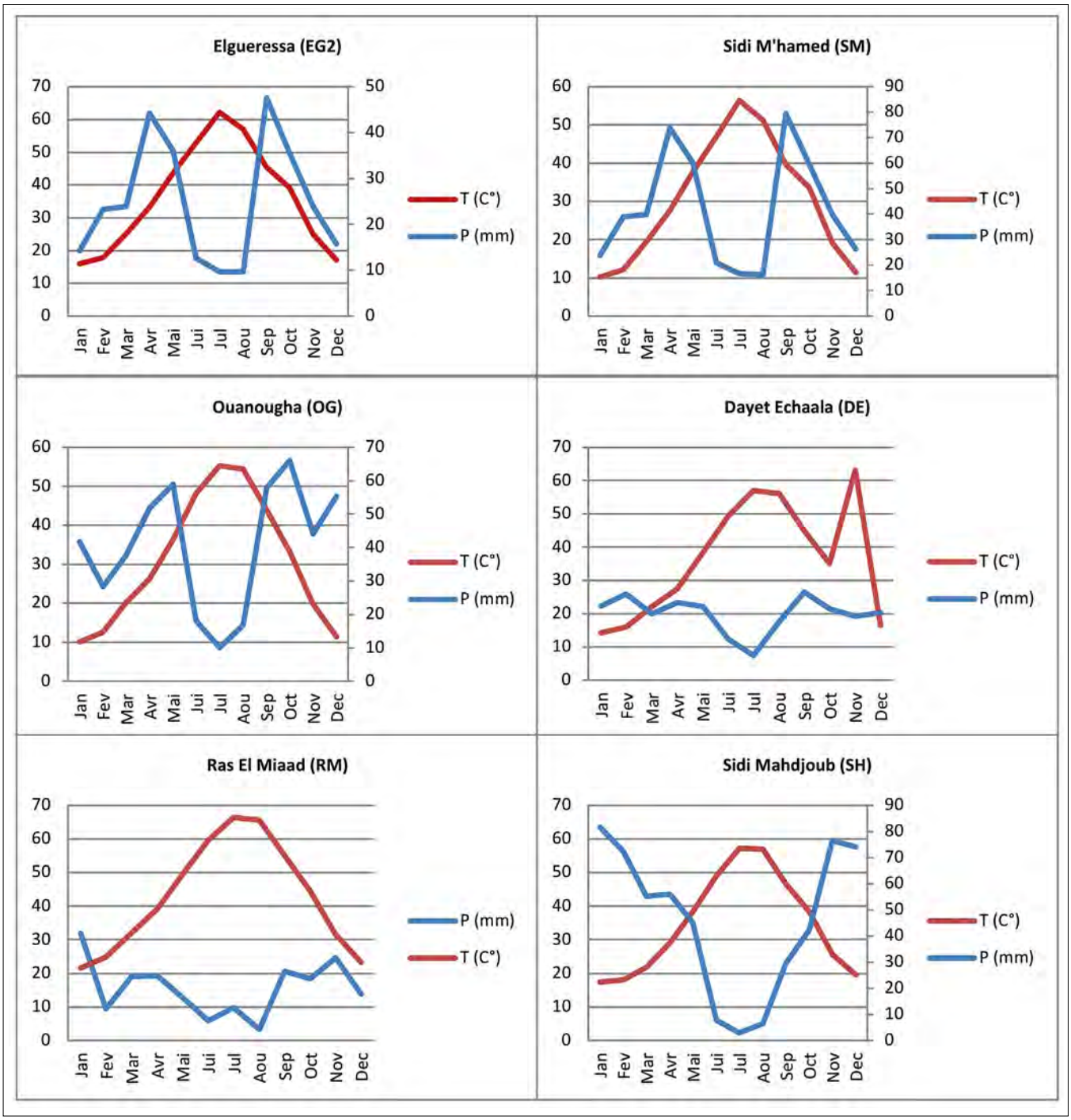


Figure 2 – Bagnouls and Gaussen (1953) ombrothermic diagram showing the dry season duration of the sampling sites and their months range.

number (LN), foliar surface (FS), terminal leaflet length (TLL) and fruit thickness (FT). In the second PCA, we removed these four latter traits, in order to improve the inertia of the factorial plan and have a more significant global view of the most discriminating traits. Globally, the factorial plan (F1*F2) reaches 77.35%. All the climatic data are significant, as well as the soil parameters, meanwhile, some of them only affect significantly the grouping of our sites.

While the PCA shows the most correlated variables on the correlation circle (Figure 3A), HCA shows the clustring of the most discriminating of them (Figure 3B). According to PCA (Figure 4A) and HCA (Figures 4B and 4C), the variables are grouped in two main groups: *G1* with the lowest values of P (precipitation), Alt (altitude) and NS (number of seeds) and *G2*: composed of the remaining variables. This later group is divided onto two subgroups *G21*: with T_{max}, Q_3 (pluviothermic quotient of Emberger), Li and Leaf size (LW and LL) [low Q_3, highest T_{max}, and Li] and *G22*: composed of the following parameters, pigment content (Chla, Chlb, Chlt and Car), TLW (terminal leaflet width), FL (fruit length) and FW (fruit width), W100 (weigth of 100 fruits), PL (petiole length), soil characteristics (EC, HH, pH, OM), climate data (IDM, T_{mean}, T_{min}) and finally, tree dendrometric variables (TH, TC, BH, CZ).

As is shown on the figure 4, the sites are grouped in five different groups (PCA) OG and DE forming a group, while the remaining of the sites are clustered in different groups. RM is a median group between (EG2-DE) and (OG) groups. On the HCA dendrogramm, only two main groups are observed (G1: RM, SH and SM; G2: OG, DE and EG2). Strong relationships among the different traits are recorded even if it is sometimes difficult to state because of diverse interactions between them. Nevertheless, correlations are obvious, mainly between: Fruit weigth (FW), Organic matter (OM) and soil humidity (HH); Terminal leaflet width (TLW), Chla and Chlt; PL and OM; Chlb and altitude (Alt.); W100 and fruit dimensions; Leaves dimensions and the soil pH and EC.

Discussion

In this study, a number of quantitative traits were examined in order to find out the correlations between the geoclimatic conditions of the sampling sites and the diversity of the morphological studied traits.

The results of this study highlight the considerable ecological plasticity of *Pistacia atlantica*, confirming its ability to thrive under a wide range of soil and climatic conditions across various biogeographical zones. The species exhibited significant variation in morphological and physiological traits, which appear to be influenced by both edaphic and climatic factors, as well as altitudinal gradients.

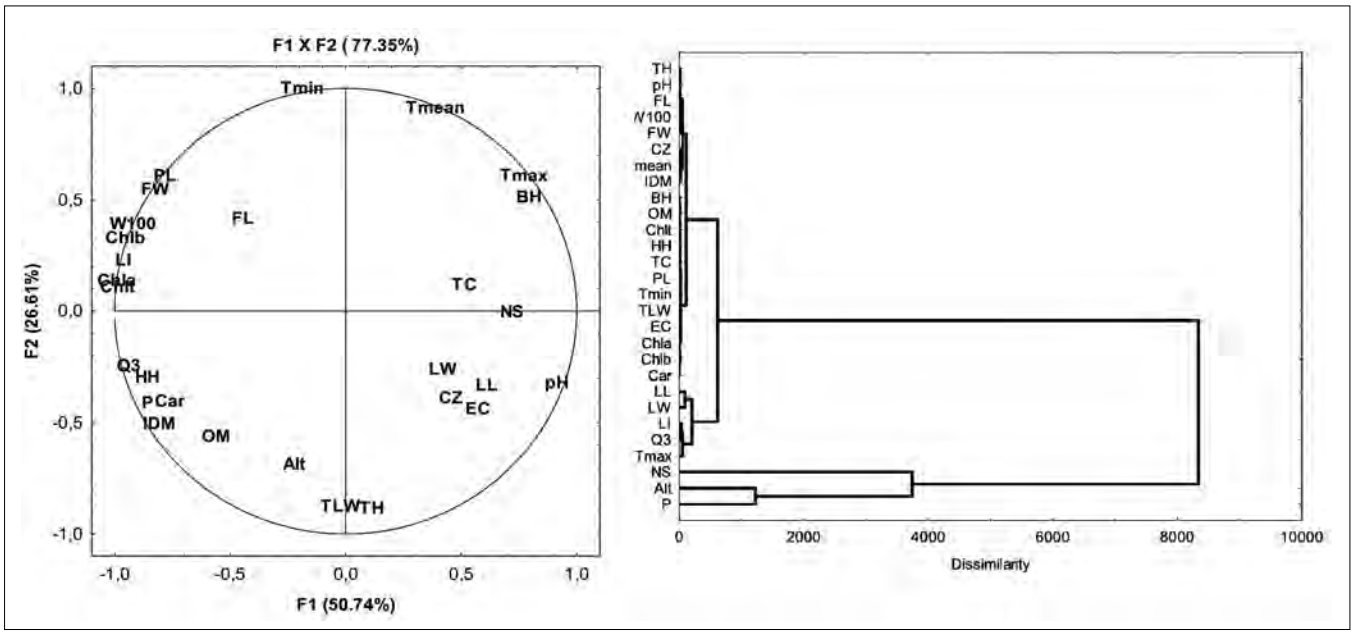


Figure 3 – PCA circle of correlations (A) and Dendrogramm generated from HCA (B) showing the projection of the most discriminating variables studied for P. atlantica.

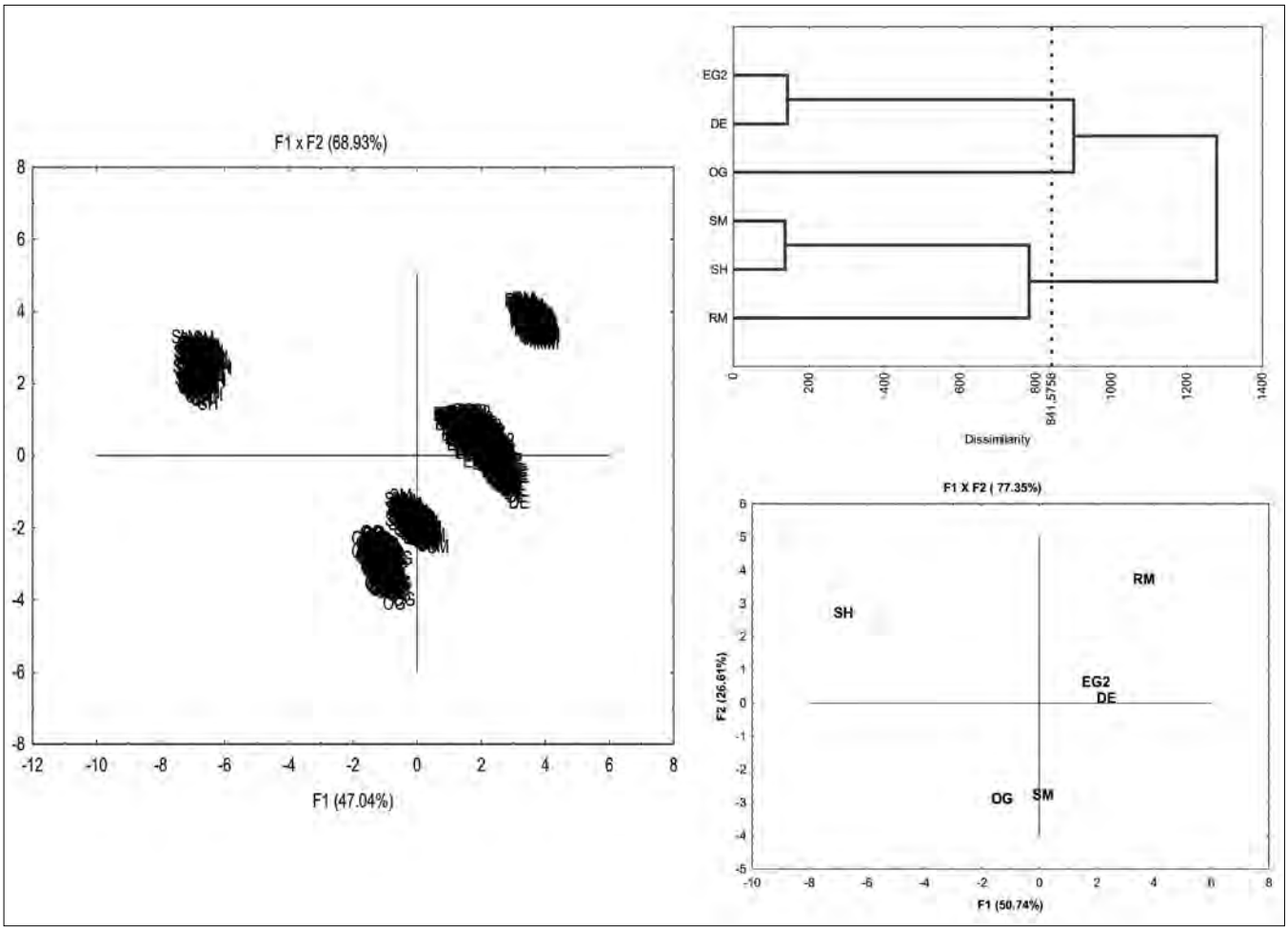


Figure 4 – PCA projection on the factors 1 and 2 (A) and Dendrogramm generated from HCA (B and C), showing the clustring of the sampling sites of* P. atlantica *depending on the most discriminating variables.

In steppe environments, soils are generally poor, arid, non-salty, with moderate alkalinity and low levels of organic matter content; and granulometric analysis usually, show high proportion of limy or sandy fractions (Limane 2009; Smaili 2011; Lahoual 2014; Hafsi *et al*. 2017; Bouabdelli *et al*. 2018; Houma *et al*. 2022; Lahoual *et al*. 2022). In our study, soils across the sampling sites were generally moderately basic (alkaline), slightly to moderately calcareous, and medium-textured, with variable levels of organic matter. These findings are consistent with previous studies conducted in Algeria by Bournine (2007), Limane (2009) and Bouabdelli *et al*. (2018), which reported similar physico-chemical properties for soils supporting *P. atlantica*. The presence of the species in both slightly and strongly calcareous soils, such as those of El-Mergueb region, supports its classification as a calcicole species (Abdelkrim 1986, 1992), capable of tolerating and even thriving in lime-rich environments.

The lack of a strong correlation between pH and lime content in these soils aligns with the findings of Pouget (1980) and Limane (2009) who also observed that soil alkalinity did not necessarily coincide with high lime levels. According to Dambrine (2001), soil pH is influenced by a balance between biological acidification, mineral dissolution, and drainage dynamics, which may explain the variability observed in our study. Slight soil salinity, as observed in several sites, did not negatively affect the growth of *P. atlantica*, confirming its physiological adaptation to mildly saline conditions (Tremblin 2000). The species ability to persist in such conditions may be attributed to its deep root system, which allows access to water contained in deeper soil layers, a trait previously noted by Zohary (1996) and Benhssaini & Belkhodja (2004) or even the presence of mycorhiza which improve water and nutrient uptake from the soil (Bouabdelli *et al*. 2018). Soil organic matter content was higher in sites located

in higher altitude areas, such as Ouanougha (1431 m), which are typically characterized by higher rainfall, denser vegetation, greater biological activity, and slower decomposition rates due to cooler temperatures. These conditions promote the accumulation of humus and enhance soil fertility, as noted by Pouget (1980). The presence of fauna (e.g., jerboa, rabbit) and anthropogenic activities (e.g., grazing) likely contribute to organic matter inputs, supporting Limane's (2009) findings.

The granulometric analysis revealed generally fine to medium soil textures across the sites, with sandy soils on steeper slopes, such as in Ras ElMiad site (Saharian climate, 10 months of dry deason), likely due to the erosion of finer particles, in more arid environments. These results support previous observations by Smaili (2011), Lahoual (2014), Bouabdelli *et al*. (2018) and Smaili *et al*. (2024, 2025) who noted similar variability in soil texture under *P. atlantica* individuals, from different regions of the steppic area.

The morphological traits of *P. atlantica* showed clear variation across sites, with notable differences in tree height, trunk circumference, crown dimensions, and leaf characteristics. Trees from higher-altitude sites, such as OG (1431m Alt., semi arid cool, Tmin ≤ 1°C), exhibited smaller leaves and more compact forms, suggesting xeromorphic adaptations to harsher climatic conditions (Belhadj *et al*. 2008b; Doghbage 2011, 2023 ; Doghbage *et al*. 2018; Merbah *et al*. 2021). Conversely, trees in lower-altitude sites (e.g., RM at 86m) had larger leaves, likely due to more favorable water and nutrient availability, made possible thanks to the presence of mycorrhiza or endophytes, which are likely more developed in poor arid soils (Bouabdelli *et al*. 2018). These findings are in agreement with studies by Kafkas & Perl-Treves (2001), and Belhadj *et al*. (2008b), which attribute morphological variability in *Pistacia* species to environmental gradients, particularly elevation and bioclimate (aridity). Leaflet size and number were also correlated with soil lime content and hygroscopic humidity, further emphasizing the influence of edaphic factors. Fruit size and seed weight parameters also varied among populations. The highest fruit dimensions and seed weights were recorded in Sidi M'hamed (SM) and Sidi Mahdjoub (SH) sites, which also showed elevated levels of chlorophyll (2.27 and 4.33mg/g, respectively) and soil humidity (4.2 and 4.6%, respectively).

Chlorophyll a and b concentrations varied significantly between sites and were influenced by altitude and soil moisture. Higher chlorophyll levels were found in sites like SH (chla, 1.99mg/g and chlb, 1.67mg/g) and OG (chla, 1.13 and chlb, 0.83mg/g), which benefit from cooler climates (OG: Semi arid cool, 1431m Alt. and SH: Subhumid temperate; 550m rainfall) and better organic matter availability (OG: 3.7% and SH: 2.5%). Lower levels observed in Rass El Miaad RM (Chlt 1.32mg/g) suggest stress-induced pigment degradation, likely due to limited water availability (HH: 1.96%; 189mm rainfall; Saharian climate and 10 months of dry season) and organic matter content (0.2%). These trends are consistent with the findings of Ranjbar *et al*. (2002), Zhang (2005) and Vahid *et al*. (2008), who linked chlorophyll content to water stress, salinity, and seasonal changes. Chlorophyll levels are also affected by environmental factors, such as drought and temperature fluctuations (Lichtenthaler 2005; Naumann *et al*. 2007). In *Pistacia*, such stressors can lead to photoinhibition and structural damage to chloroplasts, thereby reducing photosynthetic efficiency (Osmond 1994; Longenberger 2009). Seasonal variation further contributes to fluctuations in chlorophyll concentration, as reported by Ait Said (2011), with higher values typically recorded in autumn and lower values in summer, especially in arid regions.

The study reveals several meaningful correlations between soil properties and plant traits. Organic matter and soil moisture were positively associated with tree height, crown size, and leaf development. Conversely, calcareous soils, which tend to dry quickly and heat up under arid conditions, appeared to favor deeper rooting strategies rather than surface-level growth. Nevertheless, *P. atlantica* ability to grow in both limy and clay-rich soils underscores its remarkable ecophysiological flexibility. The species tolerance to calcareous soils, coupled with the absence of calcium accumulation in foliar tissues, suggest a possible role for mycorrhizal associations in nutrient uptake and stress resistance (Plassard 1995). Although no direct data on mycorrhizal presence were collected in this study, this hypothesis aligns with the known adaptability of *P. atlantica* and its successful colonization of marginal soils (Bouabdelli *et al*. 2018). In line with the work of Alyafi (1979), Zohary (1996), and Guerine *et al*. (2021), our findings suggest that substrate type has a limited

impact on the species distribution. Rather, a combination of genetic diversity, bioclimatic variability, and adaptive physiological strategies enables *P. atlantica* to occupy a broad range of ecological niches. These patterns support the species classification as both drought-tolerant and ecologically plastic. Its deep root system enables water extraction from depths exceeding 10m, and its ability to establish in nutrient-poor, alkaline, acidic, and saline soils (Limane 2009) makes it a promising candidate for land restoration in arid and semi-arid zones, and especially in the green belt project.

Conclusion

This study aimed to evaluate the structural dynamics of *P. atlantica* across different Algerian bioclimatic zones. The analysis focused on key morphological traits, including dendrometric traits, crown architecture, and the dimensions of leaves and fruits, in relation to both soil properties and climatic data. The results demonstrate that *P. atlantica* predominantly grows in medium-textured soils that are slightly saline, slightly to moderately calcareous, moderately rich or rich in organic matter, and exhibit an averagely basic pH. These findings underscore the species broad edaphic tolerance and ecological adaptability.

The PCA grouped the six study populations into five distinct clusters, this repartition was refined by the HCA, giving the main groups of populations. On the one hand, Group 1 (RM, SH and SM sites), has sites SH and SM, characterized by higher values for fruit size, chlorophyll contents, soil humidity, lime content, and the weight of 100 seeds. RM population shows higher bole height and trunk circumference, while SH population from subhumid climate with 566m altitude and 5 months dry season (DS) has the highest values in HH, LI, pigments contents, fruit size and W100, but lower values in tree parameters (TH, BH, TC and CZ) and smaller leaves.

On the other hand, Group 2 (EG, DE and OG sites) is distinguished by high crown height, leaf length, terminal leaflet length, number of leaflets and petiole length (for the binary group of EG2-DE) and OG population marked by the tallest trees, high terminal leaflet width, elevated organic matter content, higher carotenoid pigment levels, and altitude.

The study also reveals key correlations: tree structural dimensions (tree height, bole height, trunk circumference, and crown height) were significantly influenced by soil moisture, while foliar traits were primarily associated with soil lime content and hygroscopic humidity. Altitude emerged as a critical factor, with larger leaves generally observed at higher elevations, suggesting an adaptive response to bioclimatic stressors.

P. atlantica represents a vital component of Algerian pre-forest biodiversity and is particularly valuable in arid and semi-arid regions due to its resilience and ecological function. The observed morphological variability, especially in arid zones, is likely driven by local soil conditions and climatic pressures, highlighting the species capacity to adapt to harsh environments. Given its ecological significance and adaptability, *P. atlantica* holds substantial potential for land restoration and desertification control. Its integration into large-scale ecological programs, such as Algerian Green Belt II initiative, could support biodiversity conservation, combat land degradation, and offer socio-economic benefits to local communities. Promoting this species and addressing existing research gaps will contribute meaningfully to dryland restoration and sustainable land management strategies in Algeria.

Acknowledgements

The authors would like to express their sincere gratitude and deep appreciation to staff members at the forest department (conservation des forêts) in the different districts of M'sila, Médéa, Biskra and Djelfa, for their assistance during the sampling period and their valuable advices. Also, the authors express their gratitude to the Ministry of Higher Education for providing financial support for the short-term training programs undertaken within the framework of the PhD research.

References

Abdelkrim, H. (1986). Les dayates de l'Atlas saharien (Algérie). *In*: *Colloque phytosociologie végétale et géomorphologie*. Ed. Cramer, Stuttgart, 361-371.

Abdelkrim, H. (1992). Un joyau floristique. L'Oued idikel, Oued à *Pistacia atlantica* et à *Myrtus nivellei* dans le Hoggar. *Doc. Phytosociologie*. N.S. XIV, 211-218. Camerio.

Alyafi, J. (1979). *Approches systématique et écologique du genre* Pistacia *L. dans la région méditerranéenne*. Thèse de doctorat 3e cycle, Université d'Aix-Marseille, France.

Ait Said, S. (2011). *Stratégies adaptatives de deux espèces du genre* Pistacia *(*P. lentiscus *L. et* P. atlantica *Desf.) aux conditions d'altitude, de salinité et d'aridité: Approches morpho-anatomiques, phytochimiques et écophysiologiques*. Thèse de doctorat en sciencs, Université Mouloud Mammeri, Tizi-Ouzou.

Aubert, G. (1978). *Méthodes d'analyses des sols*. Centre national de documentation pédologique.

Bagnouls, F., Gaussen, H. (1953). *The dry season and the xerothermic index*. Bulletin de la Société d'histoire naturelle de Toulouse.

Baize, D. (2000). *Teneurs Totales en « Métaux Lourds » dans les sols Francais*. Résultats Généraux du Programme ASPITET. N° 39, Institut national de la recherche agronomique, Paris, 39-54.

Belaaz, M. (2003). Le barrage vert en tant que patrimoine naturel national et moyen de lutte contre la désertification. *XII World forestry Congress*. Quebec City, Canada. https://www.fao.org/4/xii/0301-b3.htm#P28_106

Belhadj, S. (2007). *Étude éco-botanique de* Pistacia atlantica *Desf. (Anacardiaceae) en Algérie, préalable à la conservation des ressources génétiques de l'espèce et à sa valorisation*. Thèse de doctorat, Université Mouloud Mammeri, Tizi-Ouzou.

Belhadj, S., Derridj, A., Gauquelin, T. (2008a). Following pistachio footprints in Algeria. *In*: *Following Pistachio footprints (Pistacia vera L.) cultivation and culture, folklore and history, traditions and uses*. Scripta Horticulturae, 16-22.

Belhadj, S. ,Derridj, A., Auda, Y. Gers, C., Gauquelin, T. (2008b). Analyse de la variabilité morphologique chez huit populations spontanées de *Pistacia atlantica* en Algérie. *Botany (formerly Canadian Journal of Botany)*. 86(5), 520-532.

Benhssaini, H., Belkhodja M. (2004). Le pistachier de l'Atlas en Algérie entre la survie et disparition. *La feuille et l'aiguille*, 54.

Bouabdelli, Z., Belhadj, S., Smail-Saadoun, N., Mevy, J. P., Notonnier, R., Tonetto, A., Ortas, B., Gauquelin, T. (2018). Influence de l'aridité sur la variation de la colonisation mycorhizienne arbusculaire chez cinq populations naturelles du Pistachier de l'Atlas (*Pistacia atlantica* Desf.). *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 73(3), 330-344.

Bournine, M. (2007). Analyse de l'humidité relative et de son impact sur les cultures dans les régions méditerranéennes. *Climatic Change*, 82(4), 67-79.

Dambrine, E. (2001). Acidité et acidification des sols. INRA Nancy, Département forêt et milieux naturels (www.nancy.inra.fr/acidification/index.html).

De Martonne, E. (1926). L'indice d'aridité. *In*: *Bulletin de l'Association de géographes français*, 9(3), 3-5. https://doi.org/10.3406/bagf.1926.6321

De Jong, E., Ballantyne, AK., Cameron, DR., Read, DWL. (1979). Measurement of apparent electrical conductivity of soils by an electromagnetic induction probe to aid salinity surveys. *Soi/ Sei. Soc. Am. J.*, 43, 810-812.

Doghbage, A. (2011). *Contribution à l'étude de la variabilité des caractères foliaires et stomatiques de quatre espèces du genre* Pistacia *en Algérie*. Mémoire de magister, Département des sciences agronomiques, Université de Djelfa.

Doghbage, A., Boukerker, H., Belhadj, S. (2018). Analyse éco-botanique comparative de deux populations de *Pistacia atlantica* en Algérie par le biais de marqueurs morphologiques foliaires. *Courrier du Savoir* 25, 119-126.

Doghbage, A., Belhadj, S., Derridj, A., Mevy, J. P., Gauquelin, T., Merdas, S., Tonetto, A., Hassen, F. F. (2020). Comparative eco-botanical analysis od *Pistacia lentiscus* L. in Algeria through morphological and ultra-structural markers related to leaves and stomata. *Revue Agrobiologia* 10(1), 1826-1836.

Doghbage, A. (2023). *Étude éco-botanique des espèces du genre* Pistacia *en Algérie*. Thèse de doctorat, Département des sciences agronomiques, université de Tizi-Ouzou.

Guerine, L., Bendouina, N., Hadjadj, K., Daoudi, B. (2021). Dynamique écologique des peuplements de pistachier de l'Atlas (Pistacia atlantica Desf) dans la région de Messaâd (Wilaya de Djelfa). Séminaire National sur le Patrimoine Forestier Algérien « Enjeux et Préservation » École Supérieure d'Agronomie de Mostaganem (Algérie) 07/12/2021

Hafsi, Z., Belhadj, S., Derridj, A., Mevy, J. P., Notonnier, R., Tonetto, A., Gauquelin, T. (2017). Étude de la variabilité morphologique (aiguilles, galbules) du complexe spécifique *Juniperus oxycedrus* L., le genévrier oxycèdre, au sein de sept populations d'Algérie. *Revue d'Ecologie* 72(4), 353-373.

Houma, I., Belhadj, S., Derridj, A., Mevy, J. P., Notonnier, R., Tonetto, A., Gauquelin, T. (2022). *Ziziphus lotus* (L.) morphological description from wild populations in Algeria. *Agrobiologia* 12(1), 2915-2931.

I.P.G.R.I. (1997). *Descriptors for* Pistacia *(*Pistacia vera *L.)*. International Plant Genetic ResourcesInstitute, Rome, Italy.

Kaabache, M. (2003). *Rapport sur la conservation de la biodiversité et gestion durable des ressources naturelles: étude sur la réhabilitation de la flore locale au niveau de la réserve El- Mergueb (wilaya de M'sila, Algérie)*. PNUD. Projet: ALG /00/ G35/A/1G/99.

Kafkas, S., Perl-Treves, R. (2001). Morphological and molecular phylogeny of *Pistacia* species in Turkey. *Theor. Appl. Genet*. 102: 908-915.

Lahouel, M. (2014). *Caractérisation de l'environnement racinaire du pistachier de l'Atlas, de l'Olivier et du Grenadier dans la région de Messaad*. Thèse de magister, Université Ziane Achour de Djelfa (Algérie).

Lahoual, M., Belhadj, S., Nait-Kaci Boudiaf, M. (2016). *Pistacia atlantica* rhizosphere characterization under arid climate. *XVI GREMPA Meeting on Almonds and Pistachios*. Options Med Série A 119, 193-196.

Lahouel, M., Belhadj, S. (2022). Morphological variability of the fruits of seven pomegranate (*Punica granatum* L.) cultivars grown in Messaad region in central Algeria. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* 26(1), 16-29.

Lichtenthaler, H.K. (2005). Chlorophyll fluorescence as a tool for monitoring plant stress. *Photosynthesis Research*, 85, 59-72.

Limane, A. (2009). *Architecture racinaire du pistachier de l'Atlas en relation avec les propriétés physico-chimiques du sol sous jacent: cas de la population de la réserve nationale d'El-Mergueb (wilaya de m'sila), Algérie*. Mémoire de magister, Département des sciences agronomiques, Faculté des sciences biologiques et des sciences agronomiques, Université Mouloud Mammeri, Tizi Ouzou, 78-127.

Longenberger, P.R. (2009). Photoinhibition and changes in chlorophyll fluorescence under water stress conditions. *Environmental and Experimental Botany*, 66, 188-195.

Louzabi, S., Belhadj, S., Merbah, K.Z.A., Bouragba-Brague N. (2020). Nouvelle observation de *Geoica mimeuri* (Gaumont 1930) et description de *Forda riccoboni* (Stefani 1899) sur *Pistacia atlantica* Desf. En Algérie. *Faunistic Entomology*, 73, 145-157.

Merbah, K., Belhadj, S., Louzabi, S., Bendechou, A. (2021). Influence du NACL sur quelques parametres mopho-physiologiques et biochimiques de jeunes plantules de deux especes spontanées de *Pistacia* (*P. lentiscus* L. et *P. atlantica* Desf.). *Agrobiologia* 10 (3), 2129-2140.

Mohammedi, H., Labani, A. ,Benabdeli, K. (2006). Essai sur le rôle d'une espèce végétale rustique pour un développement durable de la steppe algérienne. *Développement durable et territoires*, Varia (2004-2010). https://doi.org/10.4000/developpementdurable.2925

Monjauze, A. (1968). Répartition et écologie de *Pistacia atlantica* Desf. en Algérie. *Bull. Soc. Nat. Afr. Nord* (56)2.

Monjauze, A. (1980). Connaissance du « betoum » *Pistacia atlantica* Desf. Biologie et forêt. *Rev. For. fran*. 4, 356-363.

Monjauze, A. (1982). Le pays des dayas et *Pistacia atlantica* Desf. dans le Sahara algérien. Biologie et Forêt. *Rev. For. fran*. 4, XXXIV, 277-291

Naumann, J.C., Young, D.R., Anderson, J.E. (2007). Linking leaf chlorophyll fluorescence properties to physiological responses for detection of salt and drought stress in coastal plant species. *Physiologia Plantarum* 131, 422-433.

Osmond, CB. (1994). What is photoinhibition? Some insights from comparisons of shade and sun plants. *In*: Baker, N.R., Bowyer, J.R. (eds), *Photoinhibition of photosynthesis: from Molecular Mechanisms to the field*. Bios Scientific Publishers, Oxford, 1-24.

Ozenda, P. (1983). *Flore du Sahara*. 2e édition. CNRS.

Plassard, C. (1995). La mycorhization des plantes forestières en milieu aride et semi-aride nutrition minérale en terrains calcaires. Ressources.ciheam.org/om/pdf/c20/96605775.

Pouget, M. (1980). *Les sols à croute calcaire dans les steppes algériennes. Quelque aspects morphologiques et esquisse d'une évolution actuelle*. ORSTOM. Pédologie. 235-246.

Quezel, P., Medail, F. (2003). *Ecologie et biogéographie des forets du bassin méditerranéen*. Elsevier, Paris,.

Ranjbar fordoei, A., Samson, R., Lemeur, R., Van Damme, P. (2002). Effects of osmotic drought stress induced by a combination of NaCl and polyethylene glycol on leaf water statuts, photosynthetic gas exchange, and water use efficiency of *Pistacia khinjuk* and *P. mutica*. *Photosynthetica* 40, 165-169.

Seltzer, P. (1946). *Le climat de l'Algérie*. Carbonel, Alger

Smaili, Y. (2011). *Contribution à l'étude de la variabilité des caractères des feuilles et des fruits de* Pistacia atlantica *Desf. dans les régions arides et semi-arides (Cas de la région de M'sila)*. Mémoire de magister.

Smaili, Y., Belhadj, S., Derridj, A., Doghbage, A., Madani, D. (2024). Morphological behavior of the leaves, the fruits and the trees of 03 natural Atlas Pistachio populations (*Pistacia atlantica* Desf.) collected in the Algerian arid region. *Afr. J. Bio. Sc.* 6(14), 10285-10304.

Smaili, Y., Belhadj, S., Derridj, A., Madani, D., Doghbage, A. (2025). Analysis of the morphological variability of *Pistacia atlantica* Desf. (Anacardiaceae) in the arid and semi-arid regions (M'sila, algeria). *Natural Resources and Sustainable Development* 15(1). https://doi.org/10.31924/nrsd.v15i1.176

Soltner D. (1982). *Les grandes productions végétales. Céréales, plantes sarclées, prairies*. Sciences et techniques agricoles, Sainte-Gemmes-sur-Loire, 12e édition. 432p

Stewart, P.H. (1968). Quotient pluviothermique et dégradation biosphérique: quelques reflexions. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle d'Afrique du Nord*, 59, 23-36.

Tremblin, G. (2000). Comportement autoécologique de *Halopeplis amplexicaulis:* plante pionnière des Sebkhas de l'Ouest Algérien. *Rev. Sci. et Chang. Plan. Séch.* 11(2), 9-16.

Vahid, T., Majid, R., Bahman, P. (2008). Calcium induces salinity tolerance in *pistachio* rootstocks. *Fruits*, 63(5), 285-296.

Wellburn, A.R. (1994). The Spectral determination of Chlorophylls a and b, as well as total Carotenoids, using various solvents with spectrophotometers of different resolution. *Journal of Plant Physiology*, 144, 307-313.

Williams, B.G., Hoey, D. (1982). An electromagnetic induction technique for reconnaissance surveys of soil salinity hazards. *Austr. J. Soil Res*. 20, 107-118.

Zhang, X. (2005). Effects of drought stress on the chlorophyll fluorescence and growth of *Pistacia vera*. *Environmental and Experimental Botany*, 54(3), 229-238.

Zohary, M. (1996). The genus *Pistacia* L. *In*: Padulosi, S., Caruso, T., Barone, E. (eds), *Taxonomy, distribution, conservation and uses of Pistacia genetic resources*. Proceedings of the IPGRI Workshop 29-30 June 1995. Palermo, Italy, 1-11.

Denise Bellan-Santini

Toute une vie consacrée à construire, avec énergie, une vie de partage et de passion… jusqu'au bout. Aujourd'hui demeurent son souvenir et son exemple, que nous devons faire vivre.

Denise Bellan-Santini est décédée le 18 octobre 2025. Formée par le Pr Molinier puis le Pr Pérès à la station marine d'Endoume, Denise Bellan-Santini a inscrit toute sa carrière au CNRS dans des unités de recherche d'Aix-Marseille Université, orientant très vite ses travaux vers la protection des espaces littoraux, les récifs artificiels et les effets des polluants. En 2025, elle était directrice de recherche émérite au CNRS, au sein du laboratoire IMBE à la station marine d'Endoume.

Son expertise a couvert la systématique, la biogéographie et l'écologie des invertébrés marins, avec une attention particulière pour la Méditerranée. Elle est devenue une référence mondiale pour ses travaux sur les amphipodes, publiant de nombreux ouvrages et articles scientifiques, dont des monographies sur les amphipodes de Méditerranée, encore utilisées comme références aujourd'hui.

Scientifique engagée dans la société, Denise Bellan-Santini a formé plusieurs générations de scientifiques de toutes les rives de la Méditerranée et a été reconnue chevalière de la Légion d'honneur, officier de l'ordre du Mérite national et, distinction chère à ses yeux, officier de l'ordre du Mérite maritime. Ces reconnaissances ont couronné soixante ans de carrière pour l'infatigable ambassadrice de la science et de la biodiversité marine et littorale qu'elle a été.

Par son expertise et son énergie, mais aussi son engagement dans la science et dans la société, Denise Bellan-Santini a joué un rôle moteur dans la création et la gestion des aires marines protégées en région Sud, notamment le Parc national de Port-Cros, le Parc marin de la Côte Bleue et le Parc national des Calanques.

Impliquée très tôt dans les instances de préfiguration du Parc national des Calanques, elle en devient naturellement la première présidente du conseil scientifique, titre qu'elle occupera entre 2012 et 2018, avant de passer le flambeau à Thierry Tatoni. Dans ces années de création et d'installation, Denise Bellan-Santini a activement contribué à la définition de la réglementation environnementale applicable sur le territoire.

C'est sous sa présidence que des actions majeures des premières années du Parc national ont été impulsées : définition des sept zones de non-prélèvement et suivis scientifiques associés, accompagnement de l'usine de Gardanne et arrêt du rejet des boues rouges en mer, montage du programme européen LIFE Habitats Calanques. Denise fut également vice-présidente puis présidente de la Société française d'écologie. La SFE, désormais devenue Société française d'écologie et d'évolution, SFE^2.

Le comité de direction de l'IMBE.

Voir également *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, volume 40, 2026.

Résumés de thèses

Léa SABY **2025**

Évaluer des solutions fondées sur la nature pour restaurer des pelouses méditerranéennes : impacts des héritages écologiques sur les communautés et espèces dominantes

Thèse de doctorat, Avignon Université, soutenue le 27 novembre 2025

Jury – Estelle Langlois, professeure, ECODIV, Université de Rouen, rapporteure ; Gregory Mahy, professeur, Gembloux Agro-bio Tech, Liège, Belgique, rapporteur ; Adeline Bulot, maître de conférences, BAGAP, Institut Agro Rennes-Angers, examinatrice ; Renaud Jaunatre, chargé de recherches, LESSEM, INRAE, Grenoble, examinateur ; Thierry Dutoit, directeur de recherches CNRS, UMR IMBE, IUT Avignon, directeur de thèse ; Christel Vidaller, maître de conférences, UMR IMBE, IUT Avignon, co-encadrante de thèse ; Pierre Bourguet, directeur Société des Carrières de la ménudelle (SCLM), invité.

Mots-clés : restauration écologique, solutions fondées sur la nature, ingénieurs des écosystèmes, écologie des communautés, dynamique des populations, espèces dominantes, semis de pools d'espèces, provenance locale, dépotoirs de fourmis, héritages écologiques, pelouses méditerranéennes, pelouses sub-steppiques

Keywords: ecological restoration, ecosystem engineers, community ecology, population dynamics, plant communities, species pool seeding, local provenance, ant refuse piles, *Messor barbarus*, *Brachypodium retusum*, *Thymus vulgaris*, sub-steppic grasslands, Crau, Bouches-du-Rhône, France

Les pelouses méditerranéennes de la plaine de Crau constituent des écosystèmes semi-naturels uniques, reconnus pour leur grande richesse floristique et faunistique ainsi que pour leur valeur patrimoniale élevée. Cependant, elles sont aujourd'hui menacées en raison de l'intensification agricole et du développement industriel. Restaurer leur diversité et leurs fonctions écologiques représente alors un défi majeur, d'autant plus que ces écosystèmes sont fortement contraints par les héritages écologiques liés aux usages passés des sols. Cette thèse s'inscrit dans le cadre de la recherche de solutions fondées sur la nature (NbS) pour restaurer ces pelouses, en évaluant différentes méthodes allant de la réhabilitation de l'habitat à la biodiversité *via* des approches en écologie des communautés et dynamique des populations.

Dans un premier temps (chapitre 1), nous avons évalué les effets à moyen terme (vingt années après leur mise en œuvre) d'une restauration fondée sur la réhabilitation du micro-habitat (remise en place du recouvrement en galets) et la réintroduction de l'espèce dominante *Brachypodium retusum*. Si les galets ont favorisé la création de micro-habitats propices et soutenu certaines communautés d'invertébrés, les effets de l'introduction du brachypode se sont révélés contrastés : augmentation de la biomasse et stabilisation du couvert herbacé, mais réduction de la richesse végétale et du fourrage disponible. Ces résultats montrent donc que la réintroduction d'une espèce dominante seule ne suffit pas à restaurer la complexité et la diversité des communautés caractéristiques à moyen terme.

Les chapitres 2 et 3 se sont focalisés sur des méthodes de restauration par apport d'un pool d'espèces comparant un mélange commercial de semences, le transfert de foin et une méthode innovante utilisant les dépotoirs de fourmis. Le suivi à court terme (six mois) a montré que les semis commerciaux échouaient en conditions réelles, dominés par quelques espèces peu adaptées et parfois avec des espèces indésirables par rapport aux objectifs de restauration. En revanche, le transfert de foin et les dépotoirs de fourmis ont permis l'installation d'une végétation plus riche et plus proche de la référence. Le suivi prolongé (trois ans) a confirmé l'efficacité du foin, qui favorise la convergence floristique vers les communautés de référence, tandis que les dépotoirs se sont révélés complémentaires en enrichissant les communautés en espèces spécialisées des croûtes biologiques, un faciès typique des pelouses sub-steppiques de Crau.

Enfin, le chapitre 4 a abordé la restauration ciblée d'espèces dominantes (*Brachypodium retusum* et *Thymus vulgaris*) absentes malgré les semis, en testant différentes modalités de réintroduction. Les résultats ont montré que les semis restaient peu efficaces, tandis que la transplantation de jeunes plants augmentait significativement les taux de survie et d'installation. Les performances dépendaient néanmoins de l'origine du matériel (locale *vs* micro-locale) et du type de sol, les sols issus d'anciens vergers apparaissant particulièrement défavorables.

Dans l'ensemble, cette thèse souligne l'importance des héritages écologiques dans les trajectoires de restauration. Les sols agricoles fortement enrichis en nutriments apparaissent les plus difficiles à restaurer, alors que les sols issus de steppe, même remaniés et stockés pendant plusieurs années, conservent des propriétés plus favorables. Elle met aussi en avant la pertinence des approches combinées : transfert de foin pour installer rapidement une matrice, dépotoirs de fourmis pour enrichir en espèces spécialisées, et introduction ciblée des espèces dominantes par transplants.

The Mediterranean grasslands of the Crau plain are unique semi-natural ecosystems, renowned for their high floristic and faunistic richness as well as their outstanding heritage value. However, they are currently under threat due to agricultural intensification and industrial development. Restoring their diversity and ecological functions therefore represents a major challenge, especially since these ecosystems are strongly constrained by ecological legacies linked to past land uses. This thesis investigates the potential of Nature-based Solutions (NbS) to restore these grasslands, by evaluating different methods from habitat rehabilitation through to biodiversity recovery, using approaches from community ecology and population dynamics.

In the first stage (Chapter 1), we assessed the medium-term effects (twenty years after implementation) of a restoration based on microhabitat rehabilitation (re-establishment of the stone cover) and the reintroduction of the dominant species *Brachypodium retusum*. While the stones favored the creation of suitable microhabitats and supported certain invertebrate communities, the effects of introducing *Brachypodium* were ambivalent: increased biomass and stabilization of the herbaceous cover, but reduced plant richness and forage availability. These results therefore show that the reintroduction of a single dominant species is not sufficient to restore community complexity and diversity in the medium term.

Chapters 2 and 3 focused on restoration methods involving the introduction of a species pool, comparing a commercial seed mixture, hay transfer, and an innovative method using ant refuse piles. Short-term monitoring (6 months) showed that commercial sowings failed under real field conditions, being dominated by a few poorly adapted species and sometimes including undesirable species. In contrast, hay transfer and ant refuse piles led to the establishment of richer vegetation, closer to the reference communities. Longer-term monitoring (3 years) confirmed the effectiveness of hay transfer, which promoted floristic convergence toward reference communities, while ant refuse piles proved complementary by enriching communities with specialist species of biological soil crusts, a typical feature of Crau sub-steppe grasslands.

Finally, Chapter 4 addressed the targeted restoration of dominant species (*Brachypodium retusum* and *Thymus vulgaris*), which remained absent despite sowing, by testing different reintroduction approaches. The results showed that sowing was still largely ineffective, while transplanting young plants significantly increased survival and establishment rates. However, performance depended on the origin of the material (local vs. micro-local) and soil type, with soils from former orchards appearing particularly unfavorable.

Overall, this thesis highlights the importance of ecological legacies in restoration trajectories. Nutrient-enriched agricultural soils appear to be the most difficult to restore, whereas steppe-derived soils, even when reworked and stored for several years, retain more favorable properties. It also emphasizes the relevance of combined approaches: hay transfer to rapidly establish a matrix, ant refuse piles to enrich with specialist species, and targeted introduction of dominant species through transplants.

Clémentine ACHARD-BACCATI 2025

Valorisation ethnopharmacologique de cinq espèces végétales provençales du parc naturel régional du Luberon

Thèse de doctorat, Aix-Marseille Université, soutenue le 12 décembre 2025

Jury/Encadrement – Anne Gauvin-Bialecki, professeure des universités, université de La Réunion, rapporteure ; François Chassagne, chargé de recherche, IRD Nouméa, rapporteur ; Dominique Laurain-Mattar, professeure des universités, université de Lorraine, examinatrice ; Gérald Culioli, professeur des universités, Avignon Université, examinateur ; Béatrice Baghdikian, maîtresse de conférences, Aix-Marseille Université, directrice de thèse ; Elnur Garayev, maître de conférences, Aix-Marseille Université, co-directeur de thèse ; Sylvie Morel, maîtresse de conférences, université de Montpellier, membre invitée.

Mots-clés : ethnopharmacologie, médecine traditionnelle, Provence, criblages biologiques, métabolomique, UHPLC-HRMS/MS

Keywords: ethnopharmacology, traditional medicine, Provence, biological screening, metabolomics, UHPLC-HRMS/MS

Cette thèse propose une démarche ethnopharmacologique pour la valorisation de plantes médicinales provençales issues du parc naturel régional du Luberon. Cette approche s'appuie sur les inventaires ethnobotaniques de Pierre Lieutaghi et Magali Amir afin de sélectionner cinq espèces de plantes médicinales utilisées en médecine traditionnelle provençale pour des usages cutanés : *Helichrysum stoechas*, *Pilosella officinarum*, *Plantago sempervirens*, *Rubus ulmifolius* et *Satureja montana*.

Les drogues végétales de chaque espèce sélectionnée ont été extraites aux ultrasons avec un mélange hydro-éthanolique, les extraits résultants ont été fractionnés par extraction liquide/liquide.

Les extraits et fractions ont fait l'objet d'un criblage biologique pour évaluer des activités en lien avec les usages traditionnels : anti-oxydante (DPPH/ABTS en microplaque et couplage en ligne UHPLC-DAD-DPPH/ABTS-MS/MS), anti-inflammatoire (inhibition du NO), anti-microbienne (diamètres d'inhibition et CMI sur souches du microbiote cutané) et cicatrisante (scratch-test sur kératinocytes).

En parallèle, la composition chimique a été étudiée par des analyses UHPLC-HRMS/MS et GC-MS. La déréplication et l'emploi des réseaux moléculaires ont permis de décrire la diversité chimique des extraits et fractions, et de mettre en évidence des familles chimiques contribuant aux activités biologiques évaluées.

Le couplage On-Line UHPLC-DAD-DPPH/ABTS-MS/MS a permis de déterminer avec précision les composés

responsables de l'activité anti-oxydante. Compte tenu d'un fort potentiel anti-oxydant et d'une abondance naturelle favorable, l'espèce *Rubus ulmifolius* a été retenue pour une valorisation industrielle. La sanguiine-H6, identifiée comme principal contributeur à l'activité anti-oxydante de *R. ulmifolius*, a été isolée par HPLC préparative et sa structure a été confirmée par RMN. Le développement d'une méthode de dosage spécifique en HPLC-UV et la mise en œuvre d'un plan d'expériences ont permis d'optimiser les conditions d'extraction pour majorer la concentration en sanguiine-H6 dans des extraits hydro-glycérinés.

Dans l'ensemble, les résultats expérimentaux soutiennent les savoirs ethnopharmacologiques locaux relatifs aux usages cutanés, avec des profils anti-oxydants, anti-inflammatoires et anti-microbiens des espèces étudiées.

His dissertation advances an ethnopharmacological framework to valorize plants used in Provençal traditional medicine from the Luberon Regional Natural Park. The approach draws on the ethnobotanical inventories of Pierre Lieutaghi and Magali Amir to select five medicinal plant species traditionally used for cutaneous applications: *Helichrysum stoechas*, *Pilosella officinarum*, *Plantago sempervirens*, *Rubus ulmifolius*, and *Satureja montana*.

Plant materials from each selected species underwent ultrasound-assisted extraction with a hydroethanolic solvent, followed by liquid–liquid partitioning. Extracts and fractions were subjected to biological screening aligned with traditional uses: antioxidant activity (DPPH/ABTS microplate assays and on-line UHPLC-DAD-DPPH/ABTS-MS/MS), anti-inflammatory activity (nitric oxide inhibition), antimicrobial activity (inhibition zones and MICs against skin microbiota strains), and wound-healing potential (keratinocyte scratch assay).

In parallel, chemical composition was characterized by UHPLC-HRMS/MS and GC-MS. Dereplication and molecular networking delineated the chemical diversity of extracts and fractions and highlighted chemical families contributing to the evaluated bioactivities.

On-line UHPLC-DAD-DPPH/ABTS-MS/MS analyses enabled precise assignment of compounds responsible for antioxidant activity. Given a strong antioxidant profile and favorable natural abundance, *Rubus ulmifolius* was selected for industrial valorization. Sanguiine-H6, identified as a principal contributor to the antioxidant activity of *R. ulmifolius*, was isolated by preparative HPLC and structurally confirmed by NMR. A specific HPLC-UV quantification method was developed, and a design-of-experiments strategy was implemented to optimize extraction conditions that maximize sanguiine-H6 content in hydro-glycerinated extracts.

Overall, the experimental results corroborate local ethnopharmacological knowledge related to cutaneous uses, revealing antioxidant, anti-inflammatory, and antimicrobial profiles across the investigated species.

Salomé COQUIN **2025**

Métabolites spécialisés volatils et non volatils des Magnoliophytes marines : caractérisation et saisonnalité en mer Méditerranée

Thèse de doctorat, Aix-Marseille Université, CNRS, GDR Omer, soutenue le 10 décembre 2025

Jury/Encadrement – Anne Violette Lavoir, PR Univ Côte d'Azur, UMR ISA, Sophia Antipolis, rapportrice ; Philippe Potin, DR CNRS, LBI2M, Station biologique, Roscoff, rapporteur ; Jean-Baptiste Raina, CR CNRS, UMR CRIOBE, Perpignan, examinateur ; Patricia Bonin, DR CNRS, UMR MIO, Marseille, examinatrice et présidente du jury ; Catherine Fernandez, PR Aix Marseille Univ, IMBE, Marseille, directrice de thèse ; Elena Ormeno, PR Aix Marseille Univ, IMBE, Marseille, co-encadrante de thèse ; Amélie Saunier, CR contractuel Aix Marseille Univ, IMBE, Marseille, invitée.

Mots-clés : Magnoliophytes marines, mer Méditerranée, lagune côtière, composés organiques volatils biogéniques (COVB), chimiotaxonomie, saisonnalité

Keywords: Marine Magnoliophytes, Mediterranean Sea, coastal lagoon, biogenic volatile organic compounds (BVOCs), chemotaxonomy, seasonality

Les métabolites spécialisés des espèces végétales, volatils ou non volatils, sont des molécules clés du fonctionnement des écosystèmes jouant un rôle majeur dans la défense contre les stress biotiques (herbivorie, compétition) et abiotiques (sécheresse, température), et dans la médiation chimique intra- et interspécifique. Leur étude éclaire ainsi les mécanismes de résistance et de résilience des plantes face aux changements environnementaux.

Bien que cruciaux, ces composés restent peu connus dans les milieux marins, notamment chez les Magnoliophytes marines, essentielles à la qualité des eaux, à la stabilité des côtes et à la séquestration du carbone bleu. Or ces services sont menacés, car les herbiers marins sont en déclin à cause des changements globaux. Une compréhension approfondie de leurs métabolites spécialisés pourrait améliorer la compréhension des dynamiques de ces écosystèmes dans un contexte de changements globaux.

Les travaux de thèse présentés s'inscrivent dans ce cadre en visant à 1) caractériser les métabolites spécialisés volatils ou composés organiques volatils biogéniques (COVB), 2) caractériser les métabolites spécialisés non volatils, 3) déterminer l'impact de la saisonnalité sur les COVB et 4) déterminer l'impact de la saisonnalité sur les métabolites non volatils pour quatre espèces majeures de Magnoliophytes méditerranéennes : *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltei* et *Zostera marina*. Les COVB ont été prélevés par fibres SPME et analysés en GC-MS, et les métabolites non volatils ont été extraits par solvant et détectés par UHPLC-qToF-MS sur des échantillonnages ponctuels et saisonniers.

Les volatilomes (c'est-à-dire l'ensemble des composés volatils produits par un individu) et les métabolomes (ensemble des composés non volatils produits par un individu) des différentes espèces d'herbiers marins présentent une forte diversité chimique. Plusieurs familles de composés identifiés sont bien connues en milieu terrestre, comme l'acide chicorique, l'acide rosmarinique, le benzaldéhyde ou α-ionone. Cependant, ces travaux ont également mis en évidence la présence de composés caractéristiques du milieu marin comme les composés halogénés (1-chlorodecane) et les composés soufrés (sulfure de diméthyl – DMS). Certains composés se sont révélés être des biomarqueurs spécifiques, permettant de discriminer chimiquement les espèces entre elles, avec des biomarqueurs volatils tels que le citral, l'humulène ou l'alloaromadendrène ainsi que des composés non volatils comme la rutine ou le sulfate de kaempferol. Les résultats obtenus confirment la phylogénie des espèces étudiées avec des volatilomes et des métabolomes plus ou moins proches en fonction des séparations phylogéniques, prouvant l'intérêt de la chimiotaxonomie comme un outil complémentaire pour la distinction des espèces. De plus, la saisonnalité influence significativement la production de composés spécialisés. L'été se distingue particulièrement par un nombre important de composés spécifiques comme le3-hexen-1-ol, le menthol, la zonarène, l'acide succinique et l'acide férulique. Ces résultats suggèrent que les métabolites spécialisés des plantes marines pourraient jouer des rôles de composés de défense, grâce à leurs propriétés antioxydantes déjà mises en évidence en milieu terrestre. Au-delà de la variabilité saisonnière, cette étude a également permis de mettre en évidence une variabilité spatiale importante pouvant révéler une acclimatation métabolique spécifique à des conditions environnementales suggérant des chémotypes chez *C. nodosa*. Ces premiers résultats offrent une base pour de futures recherches mécanistiques, en particulier sur le rôle fonctionnel de ces composés dans l'écologie chimique des herbiers marins.

Specialized metabolites in plant species, whether volatile or non-volatile, are key molecules in ecosystem functioning. They play major roles in defense against biotic (herbivory, competition) and abiotic (drought, temperature) stresses, as well as in intra- and interspecific chemical mediation. Their study provides crucial insights into the mechanisms of plant resistance and resilience to environmental changes.

Despite their ecological importance, these compounds remain poorly characterized in marine environments, particularly in marine Magnoliophytes, which are essential for water quality, coastal stability, and blue carbon sequestration. Yet, these ecosystem services are increasingly threatened due to global change, as seagrass meadows are declining worldwide. A deeper understanding of the specialized metabolites they produce could enhance our knowledge of the dynamics of these ecosystems under changing environmental conditions.

This PhD work addresses this gap by aiming to: (1) characterize volatile specialized metabolites or Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOCs) ; (2) characterize non-volatile specialized metabolites ; (3) assess the impact of seasonality on BVOCs ; and (4) evaluate the seasonal dynamics of non-volatile metabolites in four major Mediterranean seagrass species: Posidonia oceanica, Cymodocea nodosa, Zostera noltei, and Zostera marina. BVOCs were sampled using SPME fibers and analyzed via GC-MS, while non-volatile metabolites were extracted with solvents and analyzed using UHPLC-QToF-MS across both punctual and seasonal sampling campaigns.

The volatilomes (i.e., the set of volatile compounds produced by an individual) and metabolomes (i.e., non-volatile compounds) of the studied species revealed a high level of chemical diversity. Many compound families identified are commonly found in terrestrial plants, such as chicoric acid, rosmarinic acid, benzaldehyde, and α-ionone. However, this work also highlights the presence of compounds specific to marine environments, such as halogenated compounds (e.g., 1-chlorodecane) and sulfur-containing molecules (e.g., dimethyl sulfide, DMS). Several compounds emerged as potential species-specific biomarkers, enabling the chemical differentiation between species. These include volatile biomarkers such as citral, humulene, or alloaromadendrene, and non-volatile markers like rutin or kaempferol sulfate. The chemical profiles corroborated species phylogeny, with volatilomes and metabolomes reflecting phylogenetic distances, supporting the relevance of chemotaxonomy as a complementary tool for species discrimination.

Seasonality had a significant impact on specialized metabolite production. Summer, in particular, stood out due to a higher number of unique compounds, such as 3-hexen-1-ol, menthol, zonarene, succinic acid, and ferulic acid. These findings suggest a potential defensive role of these metabolites, possibly related to their known antioxidant properties in terrestrial plants. Beyond seasonal variation, this study also revealed notable spatial variability, especially in C. nodosa, suggesting metabolic acclimatization to local environmental conditions and the potential existence of distinct chemotypes.

These initial findings lay the groundwork for future mechanistic studies, particularly concerning the functional roles of these compounds in the chemical ecology of seagrass meadows.

Sarah KUBIEN 2025

L'évitement en droit de l'environnement : une entrée par l'évaluation environnementale

Thèse de doctorat, Avignon Université, soutenue le 15 décembre 2025.

Jury/Encadrement – Philippe Billet, professeur université Jean-Moulin Lyon 3, rapporteur ; Charles-Hubert Born, professeur, université catholique de Louvain, Belgique, rapporteur ; Bernard Drobenko, professeur émérite, université Littoral Côte d'Opale, examinateur ; Isabelle Michallet, professeure, université de Rennes, examinatrice ; Isabelle Doussan, directrice de recherche INRAE, co-directrice de thèse ; Thierry Dutoit, directeur de recherches CNRS, UMR IMBE, co-directeur de thèse ; Marthe Lucas, maîtresse de conférences Avignon Université, ADR, co-encadrante de thèse.

L'étude d'impact est un outil de prévention des impacts à l'environnement adopté en droit interne en 1976. Novatrice à l'époque, l'étude d'impact, devenue plus récemment l'évaluation environnementale, prévoit la réalisation d'un rapport scientifique, la consultation du public, des collectivités territoriales et de différents organismes concernés par la procédure avant autorisation d'un projet ou approbation d'un plan. Parmi les rubriques de l'étude d'impact, la séquence « Éviter-réduire-compenser » (ERC) met en place une hiérarchie entre les différentes phases : le maître d'ouvrage ou décideur public doit faire en sorte d'éviter en priorité les impacts causés à l'environnement, puis de réduire ceux n'ayant pas été évités et enfin de compenser les impacts résiduels. À l'époque et jusqu'il y a une quinzaine d'années, la séquence dite ERC n'avait pas été réellement appropriée par les acteurs ni n'avait donné lieu à des mesures de prévention et de réparation des dommages environnementaux résiduels. Ce n'est qu'avec la montée en puissance des réflexions autour des mesures compensatoires que le cadre juridique de la séquence est revu et renforcé en 2010, puis en 2016 par la loi sur la reconquête de la biodiversité, la nature et les paysages.

Reste qu'aujourd'hui, en comparaison avec la compensation écologique, l'évitement fait l'objet d'un très faible nombre d'études. Pourtant, en pratique, les acteurs de terrain comme les chercheurs alertent sur un déficit d'application de l'évitement. En examinant cette phase, il apparaît que les causes de ce déficit sont multiples. *A priori* simple, la thématique de l'évitement s'avère en effet ardue à traiter au regard des confusions qu'elle engendre avec d'autres rubriques de l'étude d'impact et au-delà en raison de sa dimension plurielle. Celle-ci s'exprime ainsi par les différentes formes d'évitement utilisées, par le large champ d'application de l'évaluation environnementale, ou encore par la diversité des impacts environnementaux censés être appréhendés. Il est, de plus, marqué par l'implication des choix politiques, très présents à ce niveau. La thèse met ainsi en lumière une typologie de l'évitement. En sus des différents vecteurs de mise en œuvre de l'évitement, y compris l'articulation entre les évaluations des plans et celles des projets, la thèse souhaite une mise en cohérence du droit autour de cet outil, afin d'en rationaliser la pratique et d'en augmenter l'effectivité. Cette mise à jour est primordiale car l'évitement est aujourd'hui remis sur le devant de la scène. En adoptant des objectifs ambitieux de limitation des impacts à l'environnement, tels que ceux de « zéro artificialisation nette », de « zéro émission nette » de gaz à effet de serre, ou encore d'absence de perte nette de biodiversité, les politiques publiques s'inscrivent dans la droite ligne des évaluations environnementales et de l'évitement. L'urgence écologique aujourd'hui indéniable impose en effet de nouvelles réflexions sur la consommation sobre des ressources naturelles et l'inscription des activités humaines dans les limites planétaires.

Thibaud LEGROS 2025

La litière des forêts méditerranéennes comme source d'émission de composés organiques volatils biogéniques (COVB) dans un climat plus aride : quelles conséquences atmosphériques à l'échelle régionale ?

Thèse de doctorat, Aix Marseille Université, soutenue le 17 décembre 2025

Jury/Encadrement – Dr Karine Sartelet, CEREA, rapporteuse ; Dr Joan Llusià, CREAF, rapporteur ; Dr Raluca Ciuraru, Université Paris-Saclay, INRAE, examinatrice ; Dr Philippe Cuny, AMU, MIO, président du jury ; Dr Elena Ormeño, CNRS, IMBE, directrice de thèse ; Dr Catherine Fernandez, AMU, IMBE, co-directrice de thèse ; Dr Alexandre Armengaud, AtmoSud, membre invité.

Mots-clés : décomposition de la litière, émissions de COVB du sol, ozone, déficit hydrique amplifié, modélisation, échelle régionale

Keywords: litter decomposition, soil BVOC emissions, ozone, amplified drought, modeling, regional scale

Les émissions de composés organiques volatils biogéniques (COVB) de la canopée sont caractérisées depuis les années 1980 et leur contribution à la formation d'O_3 a été quantifiée de l'échelle régionale (région Sud-Paca) à l'échelle globale. Cela contraste avec les émissions de COVB des sols et de leur litière qui restent rarement caractérisées, y compris dans la région méditerranéenne, alors qu'elle est fortement concernée par la pollution à l'O_3 et qu'elle représente un point chaud du changement climatique, ce qui pourrait impacter rapidement les flux de COVB. Pour combler ce manque de connaissances, ce travail de thèse présente un double volet. D'une part, le volet expérimental a

pour but de caractériser les flux de COVB des sols recouverts de litière dans deux formations forestières typiques de la région méditerranéenne : la forêt décidue de *Q. pubescens* au sein de la plateforme expérimentale *in natura* de l'O_3HP – où les COVB ont été mesurés en temps réel par PTR-ToF-MS – et la forêt mixte de *P. halepensis* et *Q. ilex* au sein du site *in natura* de Fontblanche – où les COVB ont été étudiés *via* des analyses off-line par GC-MS. Ces flux ont été mesurés à la fin du printemps ou en été respectivement en conditions de stress hydrique naturel (SN) et de stress hydrique amplifié sur le long-terme (SA), *via* des dispositifs de restriction des précipitations mis en place depuis dix ou neuf ans respectivement. D'autre part, le volet de modélisation a permis d'évaluer la contribution actuelle des sols (recouverts de litière) des forêts (feuillus et de conifères) de la région Sud-Paca à l'aide de l'algorithme de Tingey. Ces émissions ont ensuite été comparées à la fois avec les émissions de COVB dans un scénario futur plus sec et avec les COVB émis par la canopée modélisée *via* MEGAN. Enfin, la formation d'O_3 a été estimée *via* le modèle CHIMERE. Le volet expérimental illustre que le sol (couvert de litière) de la forêt mixte se caractérise par un facteur d'émission (émissions à 30 °C) de COVB important (184 μgC.m^{-2}.h^{-1} en moyenne) formé par des monoterpènes et des sesquiterpènes compte tenu principalement de la participation de *P. halepensis* à ces émissions. La forêt décidue se caractérise en revanche par un facteur d'émission plus faible (22 μgC.m^{2}.h^{-1} en moyenne) de composés hautement volatils (acétone et acétaldéhyde). Dans les deux cas, le flux total des COVB des sols diminue très fortement en conditions de SA (84 % à Fontblanche et 43 % à l'O_3HP). En matière de modélisation, les flux de COVB des sols forestiers représentent, à l'échelle de la région Sud-PACA et pendant l'été 2022, 26 tC.jour^{-1} sous SN et 7 tC.jour^{-1} sous SA, ce qui induit une augmentation de 4 % et 2 % (respectivement) de la concentration en O_3 à l'échelle de la région.

Biogenic volatile organic compound (BVOC) emissions from canopy have been characterized since the 1980s, and their contribution to O_3 formation has been quantified from the regional scale (South PACA region) to the global scale. This contrasts with BVOC emissions from soils and litter, which remain rarely characterized, even in the Mediterranean region, despite the fact that it is highly concerned by O_3 pollution and represents a hotspot for climate change, which could rapidly impact BVOC fluxes. To fill this gap, this thesis work is structured in two parts. On the one hand, the experimental part aims to characterize BVOC fluxes from soil covered by litter in two forests typical of the Mediterranean region: the deciduous forest of *Q. pubescens* within the O_3HP *in natura* experimental platform, where VOCs were measured in real time by PTR-ToF-MS, and the mixed forest of *P. halepensis* and *Q. ilex* within the Fontblanche *in natura* site, where BVOCs were studied *via* off-line GC-MS analyses. These fluxes were measured in late spring or summer respectively under conditions of natural drought (ND) and long-term amplified drought (AD), using precipitation restriction devices set up for 10 and 9 years, respectively. On the other hand, the modeling part aimed to assess the current contribution of forests (deciduous and coniferous) of the South-PACA region to soil BVOC emissions under the current and natural drought using the Tingey algorithm. These emissions where then compared to both soil BVOC emissions in a drier future scenario and canopy BVOCs modeled *via* MEGAN. Eventually, the modeling exercises allowed to assess the participation of forest soil BVOC to O_3 formation *via* the CHIMERE model. The experimental part illustrates that the soil (covered with litter) of the mixed forest is characterized by a significant emission factor (emissions at 30°C) of BVOC (184 μgC.m^{-2}.h^{-1} on average) formed by monoterpenes and sesquiterpenes, mainly due to the contribution of *P. halepensis*. The deciduous forest, on the other hand, is characterized by a lower emission factor (22 μgC.m^{-2}.h^{-1} on average) formed by highly volatile compounds (acetone and acetaldehyde). In both cases, the total BVOC flux from the soil decreases significantly under AD conditions (84% at Fontblanche and 43% at O_3HP). In terms of modeling, BVOC fluxes from forest soils represent, at the scale of the South PACA region during the summer of 2022, 26 tC.day^{-1} under ND and 7 tC.day^{-1} under AD, which leads to a 4% and 2% increase (respectively) in O_3 concentration across the region.

Réalisation, fabrication :

Transfaire /naturalia
PUBLICATIONS

04250 Turriers

www.transfaire.com
www.naturalia-publications.com

Achevé d'imprimer : septembre 2026

ecologia mediterranea Vol. 51 (2) – 2025

Sommaire – *Contents*

Évaluation des effets d'une opération expérimentale de débroussaillage alvéolaire sur la diversité et l'abondance de l'entomofaune du site de Lucerna, commune de Sermano (Haute-Corse)
Cyril Berquier, Christian Pietri, Christophe Panaïotis, Marie-Cécile Andrei-Ruiz 3

A new alien arrival to the Sicilian coast of the Ionian Sea: *Trachysalambria palaestinensis* (Steinitz, 1932)
Francesco Tiralongo, Paola Leotta, Alessio Marrone, Alan Deidun 15

Does topographic humidity influence the distribution of the red-backed shrike (*Lanius collurio*, Linnaeus 1758) at its Mediterranean range limit? A comparison with the woodchat shrike (*Lanius senator*, Linnaeus 1758)
Esteban Casaux, Jose Luis Tellería 21

« *Diagno-Decline* », nouvelle méthode pour objectiver le dépérissement du chêne-liège (*Quercus suber* L.) dans le bassin méditerranéen
Lounis Youcef Khodja 31

Land of the Dayas and Atlas Pistachio (*Pistacia atlantica* Desf. subsp. *atlantica*): Between abiotic pressure and adaptability
Yasmina Smaili, Safia Belhadj, Arezki Derridj 61

Hommage – Denise Bellan-Santini 77

Résumés de thèses – *Ph. D summaries*
L. Saby, C. Achard-Baccati, S. Coquin, S. Kubien, T. Legros, ... 79

Revue indexée dans Pascal-Cnrs et Biosis

ISSN 0153-8756