



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي



MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITÉ BADJI MOKHTAR

جامعة باجي مختار

- ANNABA -

- غلية -

FACULTÉ DES SCIENCES

DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE

LABORATOIRE DE BIOSURVEILLANCE ENVIRONNMENTALE

Thèse En vue de l'obtention d'un Diplôme de Doctorat

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Ecologie et Environnement

Spécialité : Ecologie végétale et Biodiversité

Intitulé

Ecologie et statut mycorhizien de la végétation des zones humides de l'Est Algérien. Cas de Guelma et Souk Ahras

Présentée par : HAMMANA Chayma

Directrice de thèse : MEDDAD-HAMZA Amel (Pr. Université Badji Mokhtar - Annaba)

Devant un jury composé de :

Pr. BELABED Adnène Ibrahim	Président	Université Badji Mokhtar-Annaba
Pr. BOUTABIA Lamia	Examinatrice	Université Chadli Bendjedid El-Tarf
Pr. HOUHAMDI Moussa	Examineur	Université 8 mai 1945 Guelma
Dr. KSENTINI Hana	Examinatrice	Université Badji Mokhtar-Annaba
Pr. HAMEL Tarek	Invité	Université Badji Mokhtar-Annaba

Soutenue le 25/11/2025

Dédicace

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ صَلِّ وَسَلِّمْ وَبَارِكْ عَلَى سَيِّدِنَا مُحَمَّدٍ وَعَلَى آلِهِ وَصَحْبِهِ أَجْمَعِينَ

(الْحَمْدُ لِلَّهِ الَّذِي هَدَانَا لِهَذَا وَمَا كُنَّا لِنَهْتَدِيَ لَوْلَا أَنْ هَدَانَا اللَّهُ)

Je dédie ce travail à tous ceux qui m'ont soutenu, car celui qui ne remercie pas les gens ne remercie pas Dieu.

À mes parents, source inépuisable de fierté, de force, d'honneur, d'inspiration, de persévérance et de succès. C'est grâce à leur amour et leur soutien indéfectible que ce parcours a été possible.

À ma mère **Fatiha RAMLIA**, lumière dans ma vie, guide incontestable et source de sagesse, celle qui a toujours cru en moi plus que je ne crois moi-même.

À mon père **Nour Eddine HAMMANA**, mon soutien constant, l'homme de terrain, l'homme de valeur et de dignité qui m'accompagne à chaque étape de mon parcours.

À mes grands-parents **Lakhdar HAMMANA** et **Khadija NAHAL**, la première source d'inspiration et de force.....que Dieu leur fasse miséricorde.

À ma tante **El Khamza RAMLIA**, cette deuxième mère, toujours à mes côtés, me soutenant dans les moments les plus cruciaux.

À mes frères **Alae**, **Montaha** et **Oussama**, dont l'énergie et l'enthousiasme ont contribué à créer un environnement stimulant à la maison (atmosphère électrique), me permettant ainsi de mener à bien et de terminer ma thèse.

À mon oncle **Amer RAMLIA**, celui qui répond toujours présent pour m'aider chaque fois que je fais appel à lui.

Je vous dédie ce travail avec tout le respect, la reconnaissance et la gratitude qui vous sont dus pour tous vos efforts et votre soutien.

Remerciements

Ma thèse de doctorat représente l'aboutissement d'un travail de recherche mené tout au long de mon parcours académique. Elle constitue aujourd'hui une contribution scientifique significative, devenant ainsi une référence pour les futures études et recherches dans les domaines de l'Ecologie, Biodiversité et Génie de l'environnement. Je suis profondément reconnaissant envers toutes les personnes qui ont participé, de près ou de loin, à la réussite de ce travail.

Je tiens à exprimer toute ma reconnaissance à mes encadrants, le professeur **HAMZA Amel** et le professeur **HAMEL Tarek**, qui m'ont proposé ce sujet. Bien que ce domaine me fût alors inconnu, leur totale confiance en mes capacités m'a permis de mener à bien cette recherche. Leurs conseils et recommandations m'ont permis de repousser mes limites et de réaliser une thèse dont je suis aujourd'hui particulièrement fière.

Je remercie les membres de jury le président professeur **Adnène Ibrahim BELABED**, les examinateurs professeurs **Lamia BOUTABIA**, **Moussa HOUHAMDI**, docteur **Hana KSENTINI** et le membre invité professeur **Tarek HAMEL** qui ont accepté de faire partie du comité d'examen de cette thèse de doctorat. Leurs observations et recommandations vont grandement enrichi ce travail et renforcé sa valeur académique.

Je tiens également à exprimer ma profonde gratitude au Professeur **HOUHAMDI Moussa**, directeur du Laboratoire de recherche *Biologie, Eau et Environnement* (LBEE) de l'Université du 08 Mai 1945 à Guelma, pour son accueil chaleureux et son soutien précieux tout au long de mes travaux. J'adresse aussi mes sincères remerciements à Mademoiselle **ABBAS Leila**, technicienne du LBEE, pour m'avoir facilité l'accès aux ressources du laboratoire et pour son accompagnement attentif dans la partie appliquée de ma recherche consacrée aux Champignons Mycorhiziens à Arbuscules.

Ma profonde gratitude va également aux professeurs Professeur **Á. Enrique. Salvo Tierra** et le professeur **Jaime Pereña Ortiz** de l'Université de Málaga, en Espagne, pour leur accueil au sein de leur équipe au sein du Groupe de recherche RNM 262 "Biogéographie, diversité et conservation", ainsi que pour leurs orientations et remarques fructueuses, qui ont grandement enrichi ma réflexion scientifique.

Chayma HAMMANA

Je tiens à exprimer ma gratitude aux professeurs bienveillants **Maria Giulia CANTIANI** et **Marco CIOLLI** de l'Université de Trente en Italie, ainsi qu'à la docteure **Milena BIGATTO**, responsable de l'éducation à la Fondazione Hub Innovazione Trentino (HIT) avec son équipe, pour leurs disponibilités, leurs conseils avisés et leurs soutiens. Je les remercie sincèrement pour les informations précieuses et les opportunités de stage qu'ils m'ont généreusement offertes, qui ont grandement contribué à l'enrichissement de mon parcours académique.

Je tiens à adresser mes remerciements aux professeurs **Mohamed GUETTAF** et **Yassine GUEROUI** de l'Université de 8 Mai 1945 à Guelma, pour leurs recommandations et leur aide précieuse dans la réalisation des analyses d'eau.

Je remercie également le professeur **Mohamed BENSLAMA**, directeur du laboratoire de recherche du Sols et développement durable à l'Université de Badji Mokhtar à Annaba, pour son aide précieuse dans la réalisation des analyses de sol. Ses orientations ont considérablement contribué à la qualité de cette recherche.

Je tiens à remercier le professeur **Yahia KHELEF** de l'université d'El Oued ainsi que le professeur **Abderachid SLIMANI**, chef du département de Biologie à l'Université de Badji Mokhtar-Annaba, pour leurs précieux conseils et leurs recommandations qui m'ont guidée tout au long de mon parcours doctoral.

Je souhaite enfin remercier chaleureusement mes collègues les docteurs **Salah AGAG**, **Mahdid BENAÏSSA** pour leurs recommandations.

Résumé

Les zones humides du nord-est de l'Algérie, bien qu'elles soient souvent reléguées au second plan, jouent un rôle fondamental dans la préservation de la biodiversité et la régulation des écosystèmes. Elles abritent une richesse biologique encore insuffisamment évaluée, ce qui a motivé notre étude menée entre 2019 et 2023 sur les zones humides naturelles temporaires des régions de Guelma et Souk Ahras. Ces écosystèmes, à la fois essentiels et fragiles, ont fait l'objet d'investigations sur neuf sites, à travers un protocole d'échantillonnage systématique réalisé lors de quatre campagnes par an. L'objectif était de dresser un inventaire actualisé de la biodiversité floristique spontanée, d'évaluer son statut mycorhizien et d'analyser l'influence des variables environnementales sur la dynamique spatio-temporelle de ces milieux.

La méthodologie adoptée combine l'inventaire floristique, les analyses physico-chimiques du sol et de l'eau, l'évaluation du statut des champignons mycorhiziens à arbuscules (CMA). Les inventaires ont révélé 317 taxons (204 genres, 64 familles), dominés par les thérophytes (43,22 %) à affinités méditerranéennes (66,25 %). La flore comprend 8,83 % d'espèces endémiques, 1,89 % protégées et 1,26 % inscrites sur la liste rouge de l'UICN, 2025. L'identification de Zones de Conservation Prioritaires (ZCP), telles que El-Matlegue (MTG), Taya Rocaille (TRC), El-Batha (BTH) et Guelta Zarga Effusus (GZE), s'appuie sur leur richesse floristique et leur taux élevé d'endémisme. Par ailleurs, l'indice de distinction taxonomique (IDT) a mis en évidence des contrastes écologiques notables, notamment à BTH, suggérant l'existence de barrières écologiques ou biogéographiques.

Les 117 taxons floristiques mycorhizés identifiés, répartis en 72 genres et 30 familles et majoritairement composés de thérophytes, présentent quatre types d'affinités mycorhiziennes, définies selon l'intensité et la direction des co-interactions observées au sein de chaque mare. Cette intensité varie en fonction des conditions locales, notamment la nature du sol, les dynamiques hydrologiques, les paramètres climatiques et les perturbations anthropiques. Certaines espèces, telles que *Portulaca oleracea* L. et *Helosciadium crassipes* W.D.J. Koch, semblent jouer un rôle facilitateur en renforçant la mycorhization des espèces voisines par un effet de voisinage, soulignant l'importance des interactions symbiotiques au sein du réseau fongique. D'autres associations reflètent des affinités fonctionnelles, influencées par la saisonnalité et une tolérance commune à divers stress environnementaux (pollution, salinité, surpâturage, profondeur des mares d'eau ou fluctuations hydriques telles que les inondations ou les assèchements rapides).

Mots clés : Biodiversité floristique spontanée, Mycorhization, Stress environnementaux, Zones de Conservation Prioritaires, Zones humides temporaires.

Abstract

The wetlands of northeastern Algeria, though often overlooked, play a crucial role in biodiversity conservation and ecosystem regulation. These habitats host a rich but still under-evaluated biological diversity, which motivated our study conducted between 2019 and 2023 on temporary natural wetlands in the regions of Guelma and Souk Ahras. These ecosystems, both vital and vulnerable, were surveyed across nine sites using a systematic sampling protocol with four annual campaigns. The aim was to produce an updated inventory of spontaneous floristic biodiversity, assess its mycorrhizal status and analyze the influence of environmental variables on the spatio-temporal dynamics of these habitats.

The adopted methodology combined floristic inventories, physico-chemical analyses of soil and water and evaluation of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) colonization. A total of 317 taxa were recorded (204 genera, 64 families), dominated by therophytes (43.22%) with a strong Mediterranean affinities (66.25%). The flora includes 8.83% endemic species, 1.89% protected species and 1.26% listed on the IUCN Red List (2025). Priority Conservation Areas (PCAs) such as El-Matlegue (MTG), Taya Rocaille (TRC), El-Batha (BTH) and Guelta Zarga Effusus (GZE) were identified based on their high floristic richness and endemism rates. Additionally, the taxonomic distinctness index (TDI) revealed marked ecological contrasts, especially in BTH, suggesting the presence of ecological or biogeographical barriers.

Among the identified flora, 117 taxa were mycorrhizal, belonging to 72 genera and 30 families, and were predominantly therophytes. These species displayed four types of mycorrhizal affinities, characterized by the intensity and direction of co-interactions within each wetland. Mycorrhizal intensity varied according to local conditions, including soil properties, hydrological dynamics, climatic factors and anthropogenic disturbances. Certain species, such as *Portulaca oleracea* L. and *Helosciadium crassipes* W.D.J. Koch, appeared to facilitate the mycorrhization of neighboring plants through a proximity effect, highlighting the importance of symbiotic interactions within the fungal network. Other associations reflected functional affinities shaped by seasonality and shared tolerance to environmental stressors (pollution, salinity, overgrazing, wetlands' depth, or hydrological fluctuations such as flooding or rapid desiccation).

Keywords : Spontaneous floristic biodiversity, Mycorrhization, Environmental stressors, Priority Conservation Areas, Temporary wetlands.

ملخص

تلعب الأراضي الرطبة في شمال شرق الجزائر، على الرغم من تهميشها في كثير من الأحيان، دورًا أساسيًا في الحفاظ على التنوع البيولوجي وتنظيم النظم البيئية. فهي تضم ثروة بيولوجية لم يتم تقييمها بشكل كاف بعد، مما دفعنا إلى إجراء دراسة بين عامي 2019 و 2023 حول لأراضي الرطبة الطبيعية المؤقتة في منطقتي قالمة وسوق أهراس. تم فحص هذه النظم البيئية، الأساسية والهشة، في تسعة مواقع، وفق بروتوكول منهجي لأخذ العينات تم تنفيذه خلال أربع حملات سنويًا كان الهدف منه إعداد قائمة جرد محدثة للتنوع البيولوجي النباتي العفوي، تحديد نوع الفطريات المرتبطة بجذور النباتات وتحليل تأثير المتغيرات البيئية على الديناميكيات المكانية والزمانية لهذه البيئات.

تجمع المنهجية المعتمدة بين جرد النباتات، التحليلات الفيزيائية والكيميائية للتربة والمياه وتقييم حالة الفطريات الجذرية الشجرية. كشف الجرد النباتي عن 317 صنفًا 204 جنسًا، 64 عائلة، يغلب عليها النباتات الحولية (43,22%) ذات الصلة بالبحر الأبيض المتوسط (66,25%) تضم النباتات 8,83% من الأنواع المستوطنة، 1,89% من الأنواع المحمية و1,26% من الأنواع المدرجة في القائمة الحمراء للاتحاد الدولي لحفظ الطبيعة لعام 2025. إن تحديد مناطق الحفظ ذات الأولوية لكل من المطلق، تاورة رنونكيل، البطحة والقلته الزرقا ايفيزيس على ثراء نباتاتها ومعدلها المرتفع من الأنواع المتوطنة. علاوة على ذلك، اظهر مؤشر التمييز التصنيفي تباينات بيئية ملحوظة، لاسيما في منطقة البطحة، مما يشير إلى وجود حواجز بيئية أو بيوجغرافية

تُظهر الأصناف الزهرية الفطرية الجذرية الـ 117 المحددة، والموزعة على 72 جنسًا و30 عائلة، والتي تتكون في الغالب من نباتات حولية، أربعة أنواع من التقارب الفطري الجذري، والتي يتم تحديدها وفقًا لشدة واتجاه التفاعلات المشتركة الملحوظة داخل كل بركة. بعض الأنواع، مثل

Portulaca oleracea L. و *Helosciadium crassipes* W.D.J. Koch دورًا مهمًا في تعزيز التكافل الفطري لدى النباتات المجاورة بفضل تأثير التواجد القريب، مما يبرز الدور المحوري للتفاعلات التكافلية داخل الشبكة الفطرية. كما تعبر روابط أخرى عن تقاربات وظيفية تتشكل تحت تأثير التغيرات الموسمية والقدرة المشتركة على تحمل الضغوط البيئية المختلفة، بما في ذلك التلوث، الملوحة، الرعي المفرط، عمق البرك المائية أو التقلبات الهيدرولوجية مثل الفيضانات أو الجفاف السريع

الكلمات المفتاحية: التنوع البيولوجي النباتي التلقائي، التكافل الفطري، الضغوط البيئية، مناطق الحفظ ذات الأولوية المناطق الرطبة المؤقتة.

Table des matières

Résumé	
Abstract	
ملخص	
Table des matières	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Introduction	1
Partie I : Etude floristique	
I.1. Matériels et méthode.....	15
I.1.1. Zone d'étude... ..	15
I.1.1.1. El-Matlegue.....	17
I.1.1.2. El-Batha... ..	18
I.1.1.3. Taoura.....	19
I.1.1.4. Lac Burgas... ..	20
I.1.1.5. Guelta Zarga Effusus... ..	21
I.1.1.6. Guelta Zarga Nigricans... ..	22
I.1.1.7. Taya Ranuncule	23
I.1.1.8. Taya Rocaille... ..	24
I.1.1.9. Madjen Belahriti	25
I.1.2. Analyse des paramètres physicochimiques du sol	26
I.1.2.1. L'humidité (H exprimée en %)... ..	26
I.1.2.2. La matière organique (MO exprimée en %)... ..	26
I.1.2.3. La porosité (P exprimée en %)... ..	27
I.1.2.4. Le carbone organique (CO).....	27
I.1.2.5. Le calcaire total (CT exprimé en %)... ..	27
I.1.2.6. La conductivité électrique (CE exprimée en mS/cm)... ..	27
I.1.2.7. Le potentiel d'Hydrogène (pH)	27
I.1.3. Analyse des paramètres physicochimiques de l'eau... ..	28
I.1.3.1. Le potentiel d'Hydrogène (pH)	28
I.1.3.2. Le potentiel d'oxydoréduction (POR exprimée en Mv)... ..	28

I.1.3.3. L'oxygène dissous (OD exprimé en mg/l).....	28
I.1.3.4. La conductivité électrique (CE exprimée en $\mu\text{S}/\text{cm}$)	29
I.1.3.5. Les solides dissous totaux (SDT exprimés en mg/l).....	29
I.1.3.6. La salinité (S exprimée en PSU).....	29
I.1.3.7. La turbidité (T exprimée en NTU)	29
I.1.4. Analyse des paramètres écologiques... ..	30
I.1.5. Etude floristique... ..	30
I.1.6 Evaluation des taxons patrimoniaux.....	32
I.1.7 Caractérisation biologique et chorologique.....	32
I.1.8. Codage des taxons inventoriés... ..	33
I.1.9. Codage des paramètres environnementales.....	33
I.1.10. Analyse numérique.....	33
I.1.10.1. Régression linéaire	33
I.1.10.2. Analyse Canonique des Correspondances (ACC).....	33
I.1.11. Distinction taxonomique (DT) et Zone Prioritaire de Conservation basé sur l'endémisme (ZPC*END).....	34
I.2. Résultats... ..	36
I.2.1. Caractéristiques édaphiques... ..	36
I.2.2. Caractéristiques hydrologiques... ..	36
I.2.3. Mesure des autres variables environnementales.....	38
I.2.4. Diversité floristique.....	39
I.2.5. Diversité biologique	55
I.2.6. Typologie des mares.....	61
I.2.6.1. Mare à <i>Juncus</i>	61
I.2.6.1.1. Mare à <i>Juncus heterophyllus</i> Dufour.....	61
I.2.6.1.2. Mare à <i>Juncus effusus</i> L.....	61
I.2.6.1.3. Mare à <i>Juncus bufonius</i> L.	62
I.2.6.2. Mare à végétation herbacées.....	63
I.2.6.3. Mares à <i>Typha domingensis</i> Pers.....	65
I.2.6.4. Mare à <i>Schoenus nigricans</i> L.....	65
I.2.6.5. Mare à <i>Ranunculus aquatilis</i> L.	66
I.2.7. Diversité biogéographique.....	67
I.2.8. Taxons patrimoniaux... ..	68

I.2.9. Nouvelle répartition.....	71
I.2.9.1. <i>Bunium crassifolium</i> (Batt.) Batt.....	71
I.2.9.2. <i>Cardamine parviflora</i> L.	71
I.2.9.3. <i>Centaurea solstitialis</i> subsp. <i>schouwii</i> (DC.) Gugler	72
I.2.9.4. <i>Helosciadium crassipes</i> W.D.J. Koch.....	73
I.2.9.5. <i>Luzula multiflora</i> (Ehrh.) Lej.....	73
I.2.9.6. <i>Scrophularia tenuipes</i> Coss. & Durieu ex Coss.	74
I.2.9.7. <i>Serapias lingua</i> subsp. <i>stenopetala</i> (Maire & T. Stephenson) Maire & Weiller	75
I.2.9.8. <i>Silene scabrada</i> Soy.-Will. & Godr.....	76
I.2.9.9. <i>Solenopsis bicolor</i> (Batt.) Greuter & Burdet.....	77
I.2.10. Indice de Shannon et sa relation avec les variables écologiques.....	77
I.2.11. Distinction Taxonomique (DT)	79
I.2.12. Zones Prioritaires de Conservation Basées sur l'Endémisme (ZPC*END)	81
I.2.13. Estimation des limites éco-floristiques.....	81
I.2.14. Influence des variables écologiques sur la richesse floristique... ..	83
I.2.15. Analyse de correspondance canonique des groupement végétaux / variables environnementales... ..	89
I.3. Discussion... ..	91
I.3.1. Influence des variables pédologiques sur la diversité floristique... ..	91
I.3.2. Influence des variables hydrologiques sur la diversité floristique... ..	92
I.3.3. Composition floristique... ..	93
I.3.4. Diversité biologique	94
I.3.5. Diversité phytogéographique.....	95
I.3.6. Valeur patrimoniale	95
I.3.7. Influence des variables environnementales sur la richesse floristique des zones humides.....	96
I.3.8. Mosaique de la végétation.....	98
I.3.9. Menace sur la biodiversité floristique des mares étudiées... ..	99
I.3.10. Conservation du patrimoine Végétal... ..	100
I.3.11. Proposition d'un nouveau sous mini ZIP régional (Djebel Taya-Medjerda).....	102
Partie II : Etude mycologique Mycorhization par les champignons mycorhiziens à arbuscules	
II.1. Introduction.....	104

II.2. Matériel et méthode	105
II.2.1. Échantillonnage des plantes hôtes pour l'analyse mycorhizienne	105
II.2.2. Préparation des solutions... ..	105
II.2.3. Préparation des racines pour la mise en évidence des structures mycorhiziennes... ..	105
II.2.4. Observation microscopique.....	106
II.2.5. Estimation de la mycorhization des racines.....	108
II.2.6. Codage des taxons mycorhizés... ..	110
II.2.7. Analyse numérique.....	110
II.2.7.1. Corrélation de Pearson... ..	110
II.3. Résultats... ..	111
II.3.1. Le statut mycorhizien des taxons inventoriés dans les mares d'eau temporaires... ..	111
II.3.2. Analyse synthétique des taux de mycorhization des plantes peuplant les mares temporaires... ..	118
II.3.2.1. Contexte général.....	118
II.3.2.2. Sites humides et protégés (MTG, BTH)... ..	118
II.3.2.3. Sites semi-arides et dégradés (TAR, BRG).....	119
II.3.2.4. Zones subhumides à inondation variable (GZE, GZN, TRN et TRC).....	119
II.3.2.5. Espèces omniprésentes et indicatrices.....	120
II.3.2.6. Espèces rares et endémiques	120
II.3.3. Analyse des corrélations entre taxons floristiques mycorhizés... ..	124
II.3.3.1. Corrélations antagoniste ($r < 0$).....	130
II.3.3.2. Corrélations faibles ($0 < r \leq 0,39$).....	131
II.3.3.3. Corrélations modérées ($0,40 \leq r \leq 0,69$).....	132
II.3.3.4. Corrélations hautement significatives ($r \geq 0,70$).....	133
II.4. Discussion... ..	135
Conclusion et Perspectives... ..	142

Liste des figures

Figure 1 : Atlas cartographique des aires à haute valeur floristique dans le bassin méditerranéen	5
Figure 2 : Atlas cartographique des divisions phytogéographiques de l'Algérie	6
Figure 3: Comparaison schématique des ectomycorhize et des endomycorhizes... ..	9
Figure 4: Représentation schématique des mycorhize éricoïdes et des orchidées.....	9
Figure 5 : Photo des structures mycorhiziennes.....	11
Figure 6 : Atlas cartographique de la zone d'étude	17
Figure 7 : Photo de la mare El-Matlegue	18
Figure 8 : Photo de la mare EL-Batha... ..	19
Figure 9 : Photo de la mare Taoura.....	20
Figure 10 : Photo de la mare lac Burgas.....	21
Figure 11 : Photo de la mare Guelta Zarga Effusus	22
Figure 12 : Photo de la mare Guelta Zarga Nigricans... ..	23
Figure 13 : Photo de la mare Taya Ranuncule	24
Figure 14 : Photo de la mare Taya Rocaille... ..	25
Figure 15 : Photo de la mare Madjen Belahriti... ..	26
Figure 16 : Représentation schématique de plan d'échantillonnage systématique au sein des plans d'eau étudiés (a : mare de grande taille)	31
Figure 16 : Représentation schématique de plan d'échantillonnage systématique au sein des plans d'eau étudiés (b : mare de petite taille)	32
Figure 17 : Types biologiques par site	56
Figure 18 : Photos de la composition floristique de divers environnements de notre région d'étude	57
Figure 19 : Photo de la mare El-Matlegue à <i>Juncus heterophyllus</i> Dufour... ..	61
Figure 20 : Photo de la mare Guelta Zarga à <i>Juncus effusus</i> L... ..	62
Figure 21 : Photo de la mare Taya Rocaille à <i>Juncus bufonius</i> L... ..	63
Figure 22 : Photo des mares à végétation herbacées... ..	64
Figure 23 : Photo des mares à <i>Typha domingensis</i> Pers... ..	65
Figure 24: Photo la mare Guelta Zarga Nigricans à <i>Schoenus nigricans</i> L.	66
Figure 25 : Photo de la mare Taya Renoncule à <i>Ranunculus aquatilis</i> L... ..	66

Figure 26 : Abondance taxonomique par ensemble chorologique au sein de chaque site	68
Figure 27 : <i>Bunium crassifolium</i> (Batt.) Batt	71
Figure 28 : <i>Cardamine parviflora</i> L... ..	72
Figure 29 : <i>Centaurea solstitialis subsp. schouwii</i> (DC.) Gugler... ..	72
Figure 30 : <i>Helosciadium crassipes</i> W.D.J. Koch... ..	73
Figure 31 : <i>Luzula multiflora</i> (Ehrh.) Lej... ..	74
Figure 32 : <i>Scrophularia tenuipes</i> Coss. & Durieu ex Coss... ..	75
Figure 33 : <i>Serapias lingua subsp. stenopetala</i> (Maire & T. Stephenson) Maire & Weiller ..	76
Figure 34 : <i>Silene scabrida</i> Soy.-Will. & Godr	76
Figure 35 : <i>Solenopsis bicolor</i> (Batt.) Greuter & Burdet	77
Figure 36 : Distribution potentielle des valeurs des plages de ZPC, END et DT	81
Figure 37 : Identification des types de frontières éco-floristiques pour chaque paire de zones humides temporaires... ..	83
Figure 38 : Corrélation entre richesse floristique et les variables environnementales.....	84
Figure 39 : Carte d'Analyse Canonique des Correspondances (ACC)... ..	90
Figure 40 : Limite biogéographique de mini ZIP régional (Djebel Taya-Medjerda) proposée.....	103
Figure 41 : Schéma photographique du protocole complet : conservation, préparation, clarification, coloration et observation microscopique des racines endomycorhizées	107
Figure 42 : Représentation schématique résume les étapes de coloration des structures endomycorhiziennes... ..	108
Figure 43 : Échelle de degré de la colonisation des fragments racinaires par les CMA... ..	109
Figure 44 : Degré de l'abondance des arbuscules dans les fragments racinaires mycorhizés.....	109
Figure 45 : Corrélation de Pearson entre les taxons mycorhizés de chaque mare inventoriée	125

Liste des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques géographique de la zone d'étude	16
Tableau 2 : Données météorologiques des wilayas de Guelma et Souk Ahras (2019-2023)	17
Tableau 3 : Caractéristiques écologiques de la zone d'étude... ..	30
Tableau 4 : Caractéristiques physico-chimiques du sol.....	36
Tableau 5 : Caractéristiques physico-chimiques de l'eau.....	37
Tableau 6 : Valeurs quantitatives des variables environnementales... ..	38
Tableau 7 : Liste de la flore recensée dans les neuf mares étudiées... ..	40
Tableau 8 : Distribution d'abondance taxonomique par groupe chorologique dans les sites d'étude... ..	67
Tableau 9 : Liste des espèces patrimoniales et protégées observées dans les neuf zones humides étudiées... ..	69
Tableau 10 : Valeurs de l'indice de Shannon... ..	78
Tableau 11 : Corrélation entre l'indice de Shannon et les paramètres physicochimiques du sol et de l'eau... ..	78
Tableau 12 : Valeurs de l'index Distinction Taxonomique	80
Tableau 13 : Corrélations entre l'index DT et les variables environnementales.....	80
Tableau 14 : Scénario basé sur la force/faiblesse des limites éco-floristiques... ..	82
Tableau 15 : Mycorhization des taxons floristiques inventoriés... ..	111
Tableau 16 : Taxons patrimoniaux mycorhizés... ..	122
Tableau 17 : Corrélation antagoniste des taxons floristiques mycorhizés... ..	131
Tableau 18 : Corrélation faible des taxons floristiques mycorhizés... ..	132
Tableau 19 : Corrélation modérée des taxons floristiques mycorhizés... ..	133
Tableau 20 : Corrélation hautement significative des taxons floristiques mycorhizés.....	134

Introduction

Introduction

Le bassin méditerranéen, avec son héritage historique et culturel, a toujours constitué un centre d'intérêt majeur aux niveaux socio-économique et environnemental, tant à l'échelle régionale que mondiale (Quézel et Médail, 2002). Situé au carrefour de trois continents, l'Asie occidentale, l'Europe et l'Afrique, il occupe une place stratégique dans les dynamiques politiques internationales, notamment en ce qui concerne la mise en œuvre des objectifs de développement durable à moyen et long terme (Grillas et al., 2004).

Sur le plan biogéographique, la mer Méditerranée se divise en trois sous-régions : la Méditerranée orientale, centrale et occidentale. Chacune de ces zones présente des caractéristiques uniques, façonnées par des facteurs géomorphologiques, océanographiques et climatiques (Machado et al., 2021). Ces zones sont également influencées par la circulation thermohaline mondiale (Herrmann, 2020), laquelle, induite par des variations de densité des masses d'eau, qui joue un rôle clé dans le transport et à la régulation de la chaleur et des nutriments océaniques (Trinh, 2020).

L'interaction complexe de ces processus, exacerbée par les effets du changement climatique, confère à ce bassin le statut de région en crise à l'échelle mondiale. Cette situation souligne l'urgence de mettre en œuvre des efforts concertés pour sa protection et sa préservation (Médail, 2022).

La spécificité géographique de la Méditerranée en tant que mer quasi-fermée, connectée à la mer Noire via les détroits turcs et à l'océan Atlantique par le détroit de Gibraltar (Tourret, 2022), renforce sa vulnérabilité face aux pressions écologiques. Cette vulnérabilité est particulièrement accentuée dans la région occidentale, une zone relativement homogène, qui s'étend du canal de Sicile au détroit de Gibraltar et comprend des bassins versants adjacents (Brossier, 2024). Les caractéristiques de cette région en font un espace particulièrement sensible aux crises écologiques et à la dégradation de sa biodiversité (Médail, 2022).

Une analyse plus approfondie du bassin révèle une riche diversité d'écosystèmes, comprenant des montagnes, des forêts, des littoraux rocheux et des zones humides. Ces habitats sont façonnés par des interactions complexes entre des facteurs environnementaux et une variété de bioclimats variés, allant du doux et humide au subhumide (Benslama, 2007 ; Rifai et al., 2018). L'alternance entre des hivers doux et des étés chauds et secs marque une nette transition entre les climats tempérés et humides de l'Europe et les conditions plus arides de l'Afrique du Nord (Brossier, 2024). Les zones humides de cette région jouent un rôle crucial en abritant une grande diversité d'espèces patrimoniales (Fetnaci et al., 2019 ; Zouaidia et al., 2021 ; Hammana et al.,

2024) et sont reconnues comme des éléments clés des zones de biodiversité régionales, souvent qualifiées de "hotspots" (Véla et Benhouhou, 2007).

Selon Myers et al. (2000), ces hotspots sont des régions où la biodiversité est à son apogée mais est également fortement menacée par le déclin au cours des dernières décennies. Les zones humides méditerranéennes sont classées parmi les 35 principaux hotspots mondiaux de biodiversité (Myers, 2004 ; Sauve et al., 2022). Au sein du bassin méditerranéen, dix de ces hotspots figurent parmi les écosystèmes les plus productifs au monde (Poff et al., 2002 ; Bengaid et Darem, 2021), en grande partie grâce à leur biodiversité floristique et à leur fort endémisme spécifique (Myers et al., 2000 ; Myers, 2003 ; Médail et Myers, 2004). Bien que ces écosystèmes jouent un rôle primordial aux niveaux culturel, scientifique, socio-économique et écologique à l'échelle mondiale (Médail et Quézel, 1999 ; Mathevet, 2000 ; Mayer et al., 2000 ; Blondel et al., 2010 ; Perillo et al., 2018 ; Sou, 2022), ils se révèlent de plus en plus vulnérables aux changements globaux, notamment climatiques et anthropiques, menaçant leur stabilité écologique (Raymond et Ullmann, 2021).

Les zones humides incarnent une importance écologique majeure, telle que définie par la Convention de Ramsar en 1971. Elles englobent divers milieux tels que les marais, fagnes, tourbières et étendues d'eau, qu'elles soient naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, et qu'elles contiennent des eaux douces, saumâtres ou salées, incluant également les étendues marines dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres. Ces écosystèmes terrestres et aquatiques, véritables zones de transition, hébergent une biodiversité spécifique adaptée à leur dynamique environnementale complexe (Bouzille et al., 2014).

En outre, ces infrastructures écologiques jouent un rôle clé dans la gestion des flux hydriques, en réduisant les risques d'inondation et en rechargeant les nappes phréatiques ainsi que les ressources en eau de surface (Acreman et Holden, 2013). Elles permettent également de ralentir le ruissellement des eaux de pluie durant les périodes de sécheresse, atténuant ainsi les transferts rapides des eaux de surface vers les cours d'eau en aval. Par ailleurs, ces zones humides influencent les microclimats locaux en modifiant les précipitations et la température atmosphérique, principalement à travers les processus d'évapotranspiration des sols et de la végétation et amortissent les impacts des événements climatiques extrêmes comme les tempêtes (Micheau et al., 2023).

D'un autre côté, la richesse de leur biocénose contribue de manière significative à l'amélioration de la qualité des écosystèmes, notamment via la purification de l'eau par des mécanismes naturels de filtration végétale (Heiderscheidt et al., 2020). Ce processus joue un rôle crucial dans l'élimination des polluants, tels que les nitrates et phosphates, grâce à l'absorption des

nutriments par les plantes et à la dénitrification microbienne facilitée par la décomposition de la biomasse (Yu et al., 2019 ; Hu et al., 2023).

Ces écosystèmes contribuent également à la production alimentaire, tant pour la faune que pour les populations humaines, participant ainsi à la préservation de la biodiversité (Delle Grazie et Gill, 2022). De plus, ils protègent les sols contre l'érosion, les inondations et la montée des eaux littorales, tout en encourageant des activités récréatives et en stockant du carbone, jouant ainsi un rôle crucial dans la lutte contre le changement climatique (Moreno-Mateos et al., 2012).

Enfin, ces écosystèmes améliorent les conditions environnementales et sociales, en particulier en milieu urbain, en purifiant l'air et l'eau et en offrant des espaces de loisirs qui favorisent un développement urbain durable (Seifollahi-Aghmiuni et al., 2019).

En effet, les zones humides urbaines génèrent des microclimats plus frais que les zones environnantes (Mitsch et al., 2013). En absorbant une partie importante du rayonnement solaire, ces écosystèmes aquatiques contribuant à atténuer l'effet des îlots de chaleur urbains, réduisent localement les températures (Alikhani et al., 2021).

Malgré l'importance cruciale des zones humides pour le maintien des équilibres écologiques et les services écosystémiques qu'elles fournissent à l'échelle mondiale, ces habitats ont subi une perte drastique de surface, avec une réduction estimée à 64 % depuis 1900 (Ramsar, 2015). Autrefois considérée comme une problématique locale, cette régression est aujourd'hui une préoccupation mondiale, nécessitant des mesures urgentes de conservation, de restauration et de gestion durable. De nombreux chercheurs, tels que Williams (1990), Quézel (1998), Médail et al. (1998), ainsi que Médail et Quézel (1999-2005), ont mis en avant l'importance de ces actions pour contrer les effets du changement climatique et la pression anthropique croissante (Zhou et al., 2020 ; Boukeng et Elvire, 2021). Ces défis englobent l'expansion agricole, la pollution, ainsi que la surexploitation des ressources naturelles, soulignant la nécessité de préserver ces écosystèmes pour assurer leur rôle écologique et socio-économique à long terme (Rhazi et al., 2001-2006 ; Chazée et al., 2017 ; Perillo et al., 2018 ; Chedad et al., 2020 ; Carabal et al., 2023 ; Dedinger, 2024).

L'Algérie, dotée d'un patrimoine riche et diversifié en zones humides, occupe une place prépondérante en Afrique du Nord (de Bélair et al., 2005). Le pays ne compte pas moins de 2 375 zones humides, dont 2 056 naturelles et 319 artificielles (Chedad et al., 2020 ; Bengaid et Darem, 2021), ce qui témoigne de l'importance écologique et géographique de ces écosystèmes. Parmi ces zones humides, 50 sont inscrites sur la liste Ramsar en reconnaissance de leur importance internationale, couvrant une superficie totale de 3 032 813 hectares depuis leur première inscription en 1984 (Ramsar, 2015). Ces zones sont principalement situées dans

le nord-est du pays, le long du littoral méditerranéen (de Belair et al., 2005 ; Véla et Benhouhou, 2007 ; Belouahem-Abed et al., 2011 ; Fetnaci et al., 2019) et présentent une grande diversité écologique (Zouaidia et al., 2021).

Ces écosystèmes incluent des zones humides permanentes, saisonnières ou temporaires, ainsi que des habitats amphibies. Toutefois, ces derniers sont souvent négligés en raison des longues périodes de sécheresse qui provoquent l'assèchement temporaire de ces habitats (Deil, 2005 ; de Belair et al., 2005 ; Allem et al., 2017).

Les mares temporaires méditerranéennes, bien que de petite taille et soumises à des phases régulières d'assèchement. Elles abritent une biodiversité rare et spécialisée, adaptée aux cycles hydriques et terrestres. La durée, la fréquence et la prévisibilité de ces cycles varient selon les régions et les caractéristiques hydrogéomorphologiques locales (Boix et al., 2024).

En Algérie, les études menées dans le nord-est du pays fournissent des informations précieuses sur la dynamique de ces écosystèmes, bien qu'il soit nécessaire de continuer à approfondir la compréhension de la biodiversité qu'ils abritent.

Plus largement, le bassin méditerranéen représente un des 36 hotspots mondiaux de biodiversité (Heywood, 1995 ; Terrin et al., 2020), étant le troisième en termes d'endémisme et de diversité floristique (Mittermeier et al., 2004 ; Blondel et al., 2010 ; Heywood, 2014 ; Valderrábano et al., 2018). On y recense environ 25 000 espèces de plantes vasculaires adaptées aux conditions de sécheresse (Quézel, 1995 ; Véla et Benhouhou, 2007). Bien que la région ne couvre que 1,6 % de la surface terrestre mondiale (Quézel, 1985 ; Myers et al., 2000), elle abrite environ 4,3 % des espèces végétales globales, avec près de 10 % des plantes vasculaires mondiales et 12 000 espèces endémiques (Véla et Benhouhou, 2007 ; Khaznadar et al., 2009 ; Yahi et al., 2012 ; Valderrábano et al., 2018 ; Sauve et al., 2022 ; Nieto Feliner et al., 2023). Ce bassin se distingue également par deux pôles principaux de diversité floristique. Le premier, situé à l'ouest, couvre la péninsule ibérique, le Maroc et l'Algérie, tandis que le second se trouve à l'est, incluant la Turquie et la Grèce (Véla, 2017). Sur la base de la richesse et de l'endémisme végétal, onze points chauds régionaux de biodiversité méditerranéenne ont été identifiés.

L'Algérie, reconnue pour sa biodiversité exceptionnelle, abrite plusieurs de ces points chauds, en particulier dans ses zones montagneuses et côtières (Véla et Benhouhou, 2007). Dans le nord, deux points chauds régionaux de biodiversité se démarquent : le littoral oranais et mostaganémois, ainsi que le Tell oriental, qui fait partie du point chaud « Kabylies-Numidie-Kroumirie » (Médail et Quézel, 1997 ; Véla et Benhouhou, 2007). Ce dernier regroupe la Kabylie et la Numidie en Algérie, ainsi que la Kroumirie en Tunisie, et constitue un centre

régional de biodiversité. Ce secteur présente une grande variété d'écosystèmes, tous menacés par l'anthropisation et les changements climatiques (Véla et Benhouhou, 2007 ; Ghrabi-Gammar et al., 2009). Ce secteur, classé en dernière position parmi les 11 hotspots de biodiversité végétale dans le bassin méditerranéen, illustré par la figure 1, montre la délimitation géographique de ces hotspots (Fig. 1) par Médail et Diadema (2009) et Véla et Benhouhou (2007). Il constitue un centre d'endémisme et un refuge écologique exceptionnel avec une riche diversité taxonomique (Myers, 2003 ; Véla et Benhouhou, 2007 ; Bouldjedri et al., 2011 ; Hamel et al, 2013 ; Boulemtafes et al, 2018). Parmi les 4 449 taxons identifiés dans cette région, environ 6,5 % sont endémiques, dont près de 78 % sont des plantes uniques (Véla et Benhouhou, 2007 ; Dobignard et Chatelain, 2010-2013).

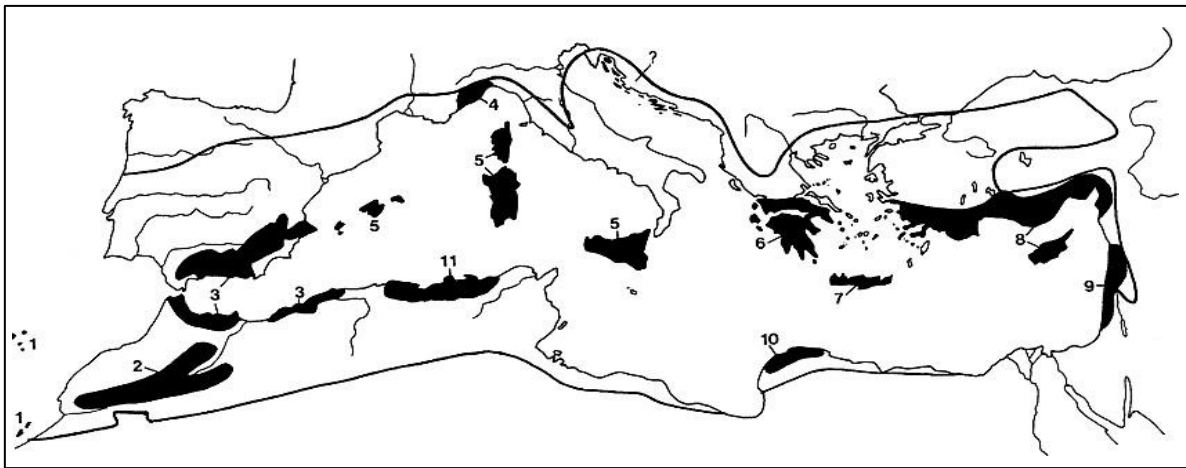


Figure 1: Atlas cartographique des aires à haute valeur floristique dans le bassin méditerranéen (Médail et Quézel, 1997, modifié) .1, Madère et Canaries ; 2, Haut et Moyen Atlas ; 3, complexe bético-rifain ; 4, Alpes maritimes et ligures ; 5, îles tyrrhéniennes ; 6, Sud et Centre Grèce ; 7, Crète ; 8, Sud-Anatolie et Chypre ; 9, Syrie-Liban-Israël-Palestine ; 10, Cyrénaïque méditerranéenne ; 11, Kabylies-Numidie-Kroumirie (inclue notre zone d'étude).

Les 20 subdivisions biogéographiques de l'Algérie, proposées par Quézel et Santa en 1962 comme les montre la figure 2, témoignent d'une grande diversité écologique, répartie entre 15 subdivisions au nord et 5 au sud du pays. Cette diversité est marquée par un endémisme remarquable, avec plus de 300 taxons endémiques recensés dans la partie nord (Yahi et al., 2012).

Selon l'index synonymique de Dobignard et Chatelain (2010-2013), parmi les 4 449 taxons recensés en Algérie, 3 951 sont indigènes, et 290, soit environ 6,5 %, sont endémiques. Une portion notable de 1,2 % des taxons est classée comme menacée (CR, EN, VU), quasi menacée (NT), ou avec des données insuffisantes (DD), selon la liste rouge globale de l'IUCN (IUCN,

2025). En outre, le décret exécutif n° 12-03 du 4 janvier 2012 (J.O.R.A., 2012) a établi une liste de 454 espèces végétales non cultivées protégées, réparties sur 77 familles. Cependant, la liste rouge de l'IUCN ne comprend que 64 taxons, ce qui souligne l'importance d'accorder une attention particulière aux espèces endémiques, rares ou menacées qui ne sont pas encore répertoriées. Ces espèces, souvent concentrées dans les points chauds de biodiversité comme le littoral oranais et mostaganémois ou le Tell oriental (Véla et Benhouhou, 2007 ; Mostari et al, 2020), doivent faire l'objet de mesures de protection urgentes, tant au niveau national qu'international, pour faire face aux menaces croissantes liées à l'anthropisation et aux changements climatiques (Allem et al., 2017).

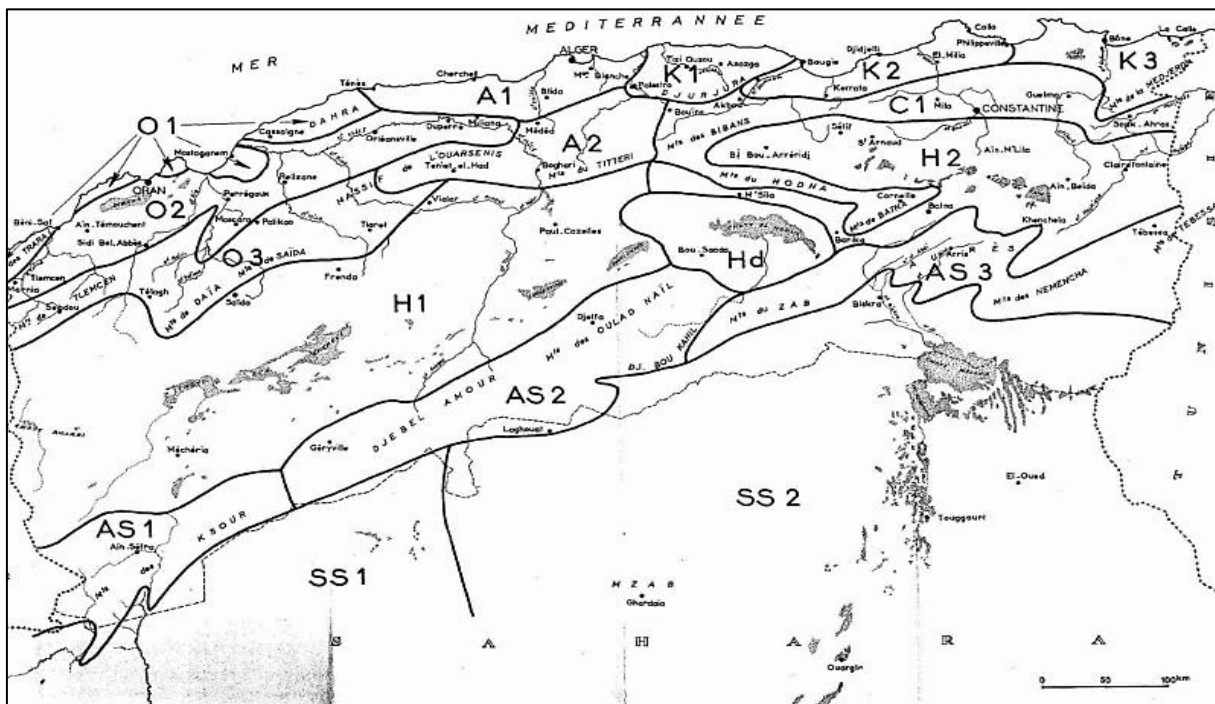


Figure 2: Atlas cartographique des divisions phytogéographiques de l'Algérie (Quézel et Santa, 1962).

La découverte récente de nouvelles espèces en Algérie, dont certaines sont très rares à l'échelle méditerranéenne (Benhouhou, 2007 ; Véla et Benhouhou, 2007 ; Yahy et al., 2012 ; Hamel et Boulemtafes, 2017 ; Véla, 2017 ; Boulemtafes et al., 2018 ; Hamel et al., 2020 ; Saci et al., 2021 ; Touati et al., 2021 ; Hamel et al., 2022 et 2025), a entraîné le développement de nouveaux projets de recherche, notamment axés sur les zones humides du nord-est de l'Algérie. Ces travaux ont montré que certaines régions demeurent encore sous-explorées. Notre étude s'appuie sur des travaux antérieurs (de Belair, 2005 ; Kadid et al., 2007 ; Khaznadar, 2009 ; Bouldjedri et al., 2011 ; Belouahem et al., 2011 ; Yahy et Benhouhou, 2011 ; Hamel et al., 2013 ; Neffar et al., 2016 ; Allem et al., 2017 ; Boulaacheb, 2018 ; Fetnaci et al., 2019 ; Boulemtafes,

2020 ; Saci et al., 2021; Hamel et al., 2022, 2023 et 2025) se concentre sur trois objectifs principaux : (1) caractériser les zones humides temporaires du nord-est algérien dans les wilayas de Guelma et Souk Ahras, (2) identifier les facteurs environnementaux qui influencent leur répartition et leur biodiversité, et (3) évaluer leur état actuel afin de proposer des mesures de conservation adaptées. Il est essentiel de souligner que la conservation à court et long terme de ces écosystèmes uniques repose sur des critères tels que leur rareté, leur endémisme et la pression environnementale et anthropique qu'ils subissent. Une approche systématique et rigoureuse est nécessaire pour garantir leur survie face aux menaces croissantes. Cela passe par une identification précise des zones à protéger et une gestion adaptée.

L'initiative d'identification des Zones Importantes pour les Plantes (ZIP), instaurée sur les rives sud et est de la Méditerranée, constitue une étape essentielle pour mieux décrire les régions particulièrement riches en endémisme, en particulier en Afrique du Nord (Darbyshire et al., 2017). En Algérie, des études menées par Yahi et al. (2012) ont modifié les critères standard pour tenir compte de la spécificité de la biodiversité locale. Ces zones ZIP ne se limitent pas à inventorier la richesse floristique, elles permettent également d'évaluer l'état des écosystèmes et d'identifier les zones négligées, qui requièrent une attention particulière en matière de conservation (Darbyshire et al., 2017). Ces recherches intègrent des descripteurs à la fois écologiques et socio-économiques (Anderson, 2002), offrant ainsi la possibilité de proposer des mesures de gestion adaptées.

L'Algérie compte 39 Zones Importantes pour les Plantes (ZIP), dont plusieurs sont des sites de conservation essentiels, notamment grâce à la présence de milieux humides exceptionnels (Yahi et al., 2012; Benhouhou et al., 2018). Parmi les ZIP les plus remarquables figurent celles d'El Kala 1 et 2 (dont l'un de nos sites d'étude se trouve), la péninsule de l'Edough, la plaine de Guerbes/Senhadja, le Djebel Ouahch, ainsi que les parcs nationaux de Taza et de Chréa. Les secteurs biogéographiques C₁ (secteur de Constantine), H₂ (sous-secteur des hautes terres constantinoises) et K₃ (sous-secteur numidien), définis par Quézel et Santa (1962) et qui font l'objet de nos recherches, illustrent cette diversité écologique et la nécessité d'une conservation adéquate.

Dans le cadre de cette dynamique écologique, la biodiversité des communautés végétales se structure en fonction d'une multitude de facteurs environnementaux, tels que les conditions climatiques, les caractéristiques édaphiques, ainsi que les interactions inter et intraspécifiques. Ces éléments établissent un lien étroit entre la phytocénose et la pédocénose (Benslama, 2007), mettant en lumière l'importance fondamentale de la communauté microbienne et des réseaux d'interactions qu'elle engendre. Parmi ces interactions, la formation des mycorhizes résulte d'un

processus symbiotique où les champignons mycorhiziens colonisent les racines des plantes, favorisant ainsi leur croissance et leur résilience (Hofrichter, 2019 ; Salhi, 2023). Décrites pour la première fois en 1885 par le phytopathologiste Franken, ces associations symbiotiques, dont l'étymologie grecque Mykēs (champignon) et Rhiza (racine) illustre parfaitement leur nature (Hofrichter, 2019), remonteraient à plus de 460 millions d'années et auraient joué un rôle déterminant dans l'établissement des premières plantes sur les terres émergées (Solaiman et al., 2014). Elles jouent un rôle clé dans le maintien de l'équilibre écologique, particulièrement dans des environnements instables comme les zones humides et les écosystèmes fragiles (Lagarde et al., 2024).

Malgré leur découverte il y a plus d'un siècle, les connaissances relatives au statut mycorhizien des plantes restent limitées, notamment pour de nombreux groupes taxonomiques et régions géographiques, en particulier dans le compartiment souterrain des forêts (Anthony et al., 2023). Selon les données de séquençage à haut débit, la plus grande proportion d'espèces fongiques inconnues est associée à des échantillons de lichen et de tissus végétaux (Baldrian et al., 2023). Estimée à environ 1,5 million d'espèces en 1990, la diversité fongique joue un rôle écologique majeur en influençant la biosphère et en participant activement aux processus écologiques (Hawksworth, 2001 ; Vandenkoornhuysen et al., 2002). Toutefois, seulement 14 % de ces espèces ont été identifiées, en raison des difficultés liées à leur culture en laboratoire, du manque de connaissances approfondies et du sous-échantillonnage observé dans de nombreux biotopes (Le Calvez, 2009). L'estimation actuelle de la diversité fongique mondiale s'élève à 6,3 millions d'espèces, en prenant comme seuil une similarité de séquence de 97 % pour l'espèce (Baldrian et al., 2023), mais environ 86 % des espèces végétales terrestres dépendent de symbiotes mycorhiziens pour l'absorption de nutriments minéraux essentiels (Brundrett, 2009 ; Smith et al., 2015). Les habitats présentant la plus grande diversité alpha de champignons incluent respectivement le sol, la litière, l'air, les pousses et les racines des plantes, ainsi que le bois mort (Baldrian et al., 2023).

La diversité des champignons fongiques va bien au-delà des structures visibles en forêt, ces dernières ne représentant que les organes reproducteurs des champignons. La majorité de leur développement se fait sous forme de réseaux complexes d'hyphes microscopiques dans le sol dont les interactions mycorhiziennes demeurent invisibles à l'œil nu (Tacon et Maurice, 2019). Les mycorhizes se classent en deux grandes catégories : les ectomycorhizes (EcM) et les endomycorhizes (EnM). Les ectomycorhizes envahissent les espaces intercellulaires, tandis que les endomycorhizes pénètrent directement dans les cellules racinaires (Bonfante et Genre, 2010), comme l'illustre la figure 3. Parmi ces dernières, on distingue plusieurs types spécifiques,

tels que les mycorhizes à arbuscules, les mycorhizes éricoïdes, caractéristiques de nombreuses plantes du sous-bois (Lagarde et al., 2024), ainsi que celles associées aux orchidées (Fig. 4), aux arbutoïdales et aux monotropoïdes (Smith et Read, 2010 ; Smith et Smith, 2011). Les principaux groupes fongiques impliqués dans ces associations sont les Basidiomycètes, les Ascomycètes et les Glomeromycètes (Garbaye, 2013).

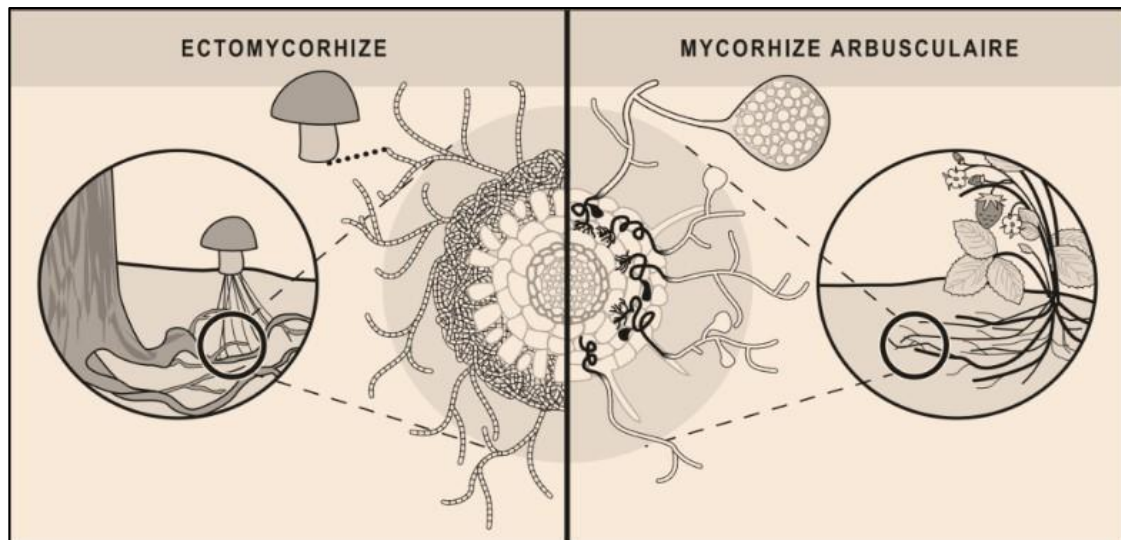


Figure 3: Comparaison schématique des ectomycorhize et des endomycorhizes (Site Web 3).

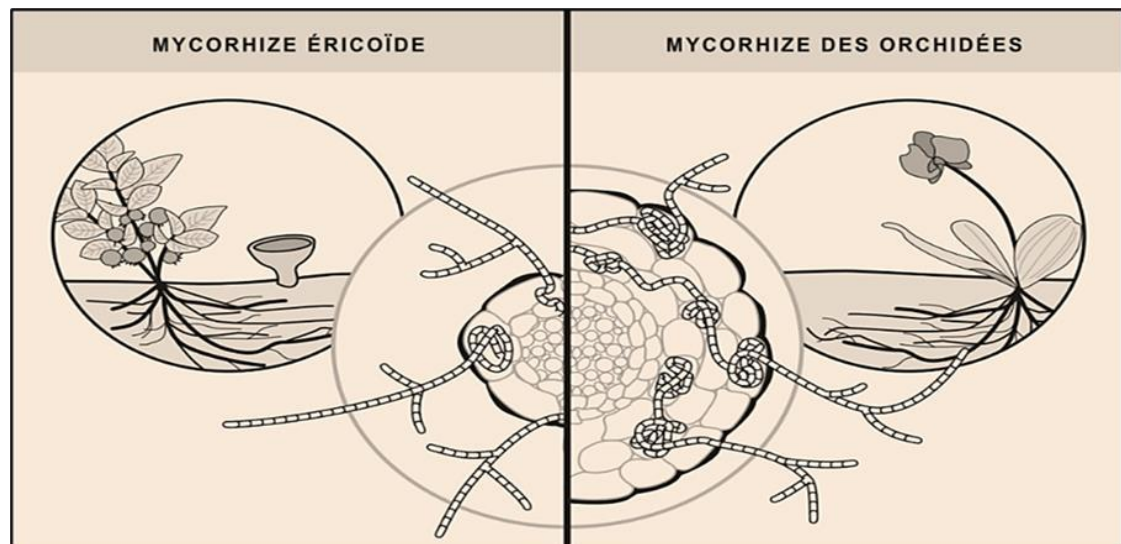


Figure 4: Représentation schématique des mycorhizes éricoïdes et des orchidées (Site Web 3)

Les mycorhizes à arbuscules se distinguent par la formation de structures spécifiques appelées « arbuscules », entourées par une membrane péri-arbusculaire (PAM), optimisant ainsi les échanges symbiotiques entre le champignon et la plante (Harrison, 2005 ; Schnabel et al., 2025). Dans cette symbiose, le champignon pénètre les cellules épidermiques des racines, puis se développe dans le cortex racinaire en formant des hyphes très ramifiés. Ce réseau intracellulaire facilite l'absorption de nutriments essentiels tels que le phosphore et l'azote (Bravo et al., 2024). De plus, ces structures renforcent la résistance des plantes aux stress abiotiques, tels que la sécheresse et la salinité. Ces mycorhizes sont particulièrement fréquents parmi les Fabacées, comme le trèfle (*Trifolium* spp.) et le soja (*Glycine max* (L.) Merr.), ainsi que chez les graminées telles que le blé (*Triticum* spp.) et le maïs (*Zea mays* L.). Elles sont également présentes chez d'autres groupes végétaux, notamment des herbacées du genre *Lotus*, ainsi que des arbres forestiers tels que les chênes (*Quercus* spp.) et les noisetiers (*Corylus avellana* L.) (Smith et Smith, 2011 ; Abdelaal et al., 2024; Wang et al., 2024, Xu et al., 2024).

Le champignon forme un réseau complexe d'hyphes (Fig. 5, a), qui pénètre initialement sous forme de renflements intercellulaires ou de vésicules (Fig. 5, b). Par la suite, le mycélium s'introduit dans les cellules, formant des structures ramifiées caractéristiques, les arbuscules (Fig. 5, c), entourées par leur membrane péri-arbusculaire (PAM) (Ivanov et al., 2019). Ce réseau fongique, à la fois intracellulaire et extracellulaire, augmente considérablement la surface de contact entre les racines et le sol, optimisant ainsi l'absorption des ressources nutritives et améliorant la santé globale des plantes (Garbaye, 2013 ; Malhi et al., 2021).

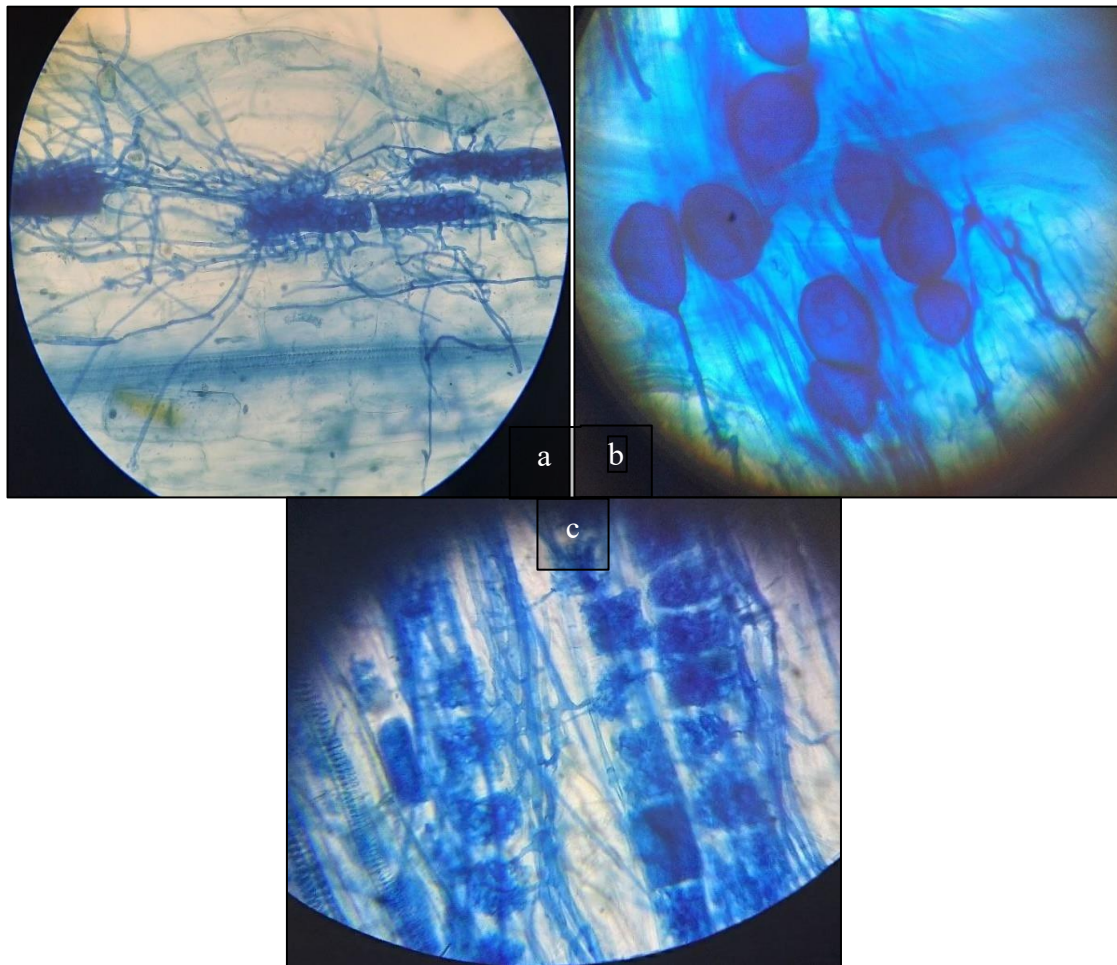


Figure 5 : Photo des structures mycorhiziennes (a : hyphes, b : vésicules, c : arbuscules des champignons mycorhizien à arbuscules (CMA)) (Cliché HAMMANA C. 31/10/2021).

Ainsi, l'étude des interactions mycorhiziennes s'avère essentielle pour approfondir notre compréhension du fonctionnement et de la résilience des écosystèmes végétaux, particulièrement dans les environnements méditerranéens. Ces interactions, qui prennent diverses formes, jouent un rôle central dans les processus écologiques fondamentaux. Les champignons mycorhiziens (CM) améliorent notamment l'acquisition des nutriments essentiels tels que le phosphore et le zinc, en élargissant la surface d'absorption de la rhizosphère (Attia et al., 2022). Cette relation mutualiste repose sur un échange réciproque, les champignons mycorhiziens recevant des hydrates de carbone issus de la photosynthèse végétale, tandis que les plantes bénéficient d'une meilleure disponibilité en minéraux grâce à l'exploration du sol par les hyphes fongiques (Parihar et., 2024). Cette interaction devient particulièrement déterminante dans les environnements contraignants, qu'il s'agisse des climats secs (Wahab et al., 2023) ou des milieux temporairement saturés en eau (Sugny et Sanglier, 2022), où les plantes doivent surmonter des conditions édaphiques extrêmes.

Outre l'optimisation de l'absorption des ressources, les mycorhizes renforcent la résilience des plantes face aux stress abiotiques tels que la sécheresse, la salinité ou la pollution (Lyu et al., 2020 ; Ullah et al., 2021 ; Chaudhary et al., 2025). Cette tolérance accrue repose sur plusieurs mécanismes, notamment une meilleure extraction de l'eau et des nutriments via le réseau mycélien, l'activation des enzymes antioxydantes et la régulation des déséquilibres osmotiques provoqués par les conditions défavorables (Ebrahimi et al., 2021). Par ailleurs, les modifications de l'architecture racinaire induites par la symbiose mycorhizienne améliorent le potentiel hydrique foliaire et l'adaptation physiologique des plantes (Abdalla et al., 2023 ; Zhang et al., 2023 ; Shukla et al., 2025). En contribuant ainsi à la stabilité et à la productivité des écosystèmes, les mycorhizes représentent un levier écologique essentiel pour la préservation de la biodiversité et la restauration des sols dégradés (Stengel et Gelin, 1998 ; Nie et al., 2024).

La diversité fongique varie selon les horizons du sol, en raison des différences chimiques (pH et la disponibilité en nutriments). Certaines communautés fongiques d'horizons proches peuvent être plus distinctes que celles séparées sur de grandes distances, soulignant l'importance des interactions entre ces deux gradients chimiques et spatiaux (Cazabonne, 2024). Bien que le rôle des CM dans le transport global du carbone reste encore insuffisamment exploré, il est remarquable que près de 75 % du carbone terrestre soit stocké sous terre, où les mycorhizes constituent une voie d'entrée majeure du carbone dans les réseaux trophiques du sol (Hawkins et al., 2023). De plus, ces champignons participent également à la stabilisation du sol et au maintien de son humidité, deux éléments cruciaux pour la durabilité des écosystèmes végétaux (Augé, 2001). En interagissant avec divers microorganismes du sol, notamment les bactéries et la faune terricole, ils contribuent à la structuration et à l'agrégation du sol, renforçant sa fertilité et sa stabilité (Giovannini et al., 2020). Cette symbiose est d'autant plus efficace qu'elle est soutenue par des endobactéries internes et des bactéries hyphosphériques associées aux hyphes extraradicaux, jouant un rôle synergique dans l'efficacité du mutualisme (Duan et al., 2024). Ces interactions complexes entre les mycorhizes, le sol et l'atmosphère favorisent les échanges physico-chimiques nécessaires à la régulation des cycles biogéochimiques et au maintien de l'équilibre écologique (Selosse et Paillard, 2022). Ainsi, les mycorhizes apparaissent ainsi comme des acteurs majeurs de la dynamique édaphique.

L'adaptation des plantes aux variations environnementales est fortement influencée par le climat, l'un des principaux facteurs modulant la biogéographie (Saintonge et al., 2023). Les variations climatiques influencent non seulement la répartition des plantes, mais également les conditions édaphiques qui déterminent leur établissement. En effet, selon Read et Perez-Moreno

(2003), les gradients biogéographiques et climatiques entraînent des variations dans la disponibilité et la forme des nutriments du sol, notamment l'azote (N) et le phosphore (P). Ces changements provoquent une hétérogénéité spatiale des ressources nutritives, obligeant les communautés végétales à ajuster leur distribution et à renforcer leurs interactions symbiotiques avec les champignons mycorhiziens pour compenser ces déséquilibres. Dans ce contexte, la sélection naturelle favorise les associations mutualistes capables de mobiliser efficacement les nutriments et de soutenir la croissance végétale (Delavaux et al., 2019). Cette tolérance accrue s'accompagne d'améliorations métaboliques, telles qu'une augmentation de la photosynthèse, des glucides et des protéines (Benaffari et al., 2022), conférant aux plantes associées une compétitivité, une croissance et une résistance accrues face aux contraintes environnementales (Kareem et al., 2023).

Ces partenaires fongiques sont également reconnus comme de puissants agents de biocontrôle naturel au sein de la flore (Delaeter et al., 2024). En intégrant simultanément les compartiments aériens et souterrains, ils participent à une complexité écologique qui renforce la résilience et la stabilité des écosystèmes (Delaeter et al., 2024 ; Lethielleux-Juge, 2025). Depuis des millions d'années, ces associations symbiotiques contribuent activement à la protection des plantes contre les pathogènes et à la régulation des cycles biogéochimiques, jouant ainsi un rôle central dans le maintien des équilibres naturels (Philippot et al., 2013 ; Bosman et Carnol, 2022). Dans ce contexte, l'étude approfondie des mycorhizes s'impose comme un enjeu majeur pour la compréhension de la santé et de la stabilité des écosystèmes végétaux, notamment dans les régions méditerranéennes où ces symbioses influencent fortement la dynamique et la structure des communautés végétales.

Au-delà de leur rôle écologique, les mycorhizes représentent un potentiel biotechnologique considérable, notamment pour le développement de solutions innovantes, durables et écoresponsables dans les domaines de l'agriculture, de la foresterie et de la restauration écologique. Dans les forêts humides, par exemple, les champignons ectomycorhiziens jouent un rôle clé dans l'établissement des semis et la croissance des arbres, en particulier dans les écosystèmes boréaux, tempérés et montagnards, soulignant leur importance fonctionnelle dans la régénération forestière (Martin et al., 2008 ; Corrales et al., 2018).

À l'inverse, les champignons endomycorhiziens, remarquables par leur diversité morphologique et fonctionnelle, dominent chez la majorité des plantes vasculaires (Magkourilou et al., 2024). Parmi eux, les mycorhizes à arbuscules (MA), présentes chez environ 80 % des espèces végétales terrestres, occupent une place prédominante dans les






écosystèmes terrestres (Robin, 2024). Grâce à leurs effets biostimulants et biofertilisants, les champignons mycorhiziens à arbuscules (CMA) améliorent significativement la disponibilité en nutriments et la fertilité des sols. Ils favorisent l'accumulation de sucres solubles, de protéines et d'enzymes antioxydantes dans les tissus végétaux, tout en augmentant les teneurs en matière organique, phosphore, azote, calcium et glomaline, contribuant ainsi à la productivité et à la résilience des agroécosystèmes (Benaffari et al., 2022).

En somme, les symbioses mycorhiziennes constituent des acteurs incontournables des services écosystémiques rendus par la nature à la société humaine. Leur intégration dans les pratiques agricoles modernes représente à la fois un défi scientifique et une opportunité écologique pour promouvoir le développement durable. En réduisant la dépendance aux intrants chimiques tout en optimisant la productivité végétale, elles offrent des solutions naturelles aux enjeux de sécurité alimentaire et environnementale (Chaudhary et al., 2025). Ainsi, ces bioingénieurs contribuant à la gestion et à la restauration des sols dégradés et des biotopes, doivent d'être valorisés à long terme, en préservant la santé humaine et environnementale. Grâce à leurs multiples avantages, ils représentent un potentiel biotechnologique prometteur, notamment pour les systèmes soumis à des stress hydriques ou nutritionnels, en améliorant la disponibilité des nutriments et la tolérance des plantes aux conditions défavorables (Wahab te al., 2023 ; Sidhoum et al., 2025). Leurs intégrations dans les stratégies agricoles constituent donc une alternative durable et écoresponsable, orientée vers la transition agroécologique et la résilience des écosystèmes cultivés (Brar et al., 2024 ; Boyno et al., 2025).

Partie I :
ETUDE FLORISTIQUE

Article

The Wetlands of Northeastern Algeria (Guelma and Souk Ahras): Stakes for the Conservation of Regional Biodiversity

Chayma Hammana ¹ , Jaime F. Pereña-Ortiz ^{2,*} , Amel Meddad-Hamza ¹ , Tarek Hamel ¹ 
and Ángel Enrique Salvo-Tierra ² 

- ¹ Laboratory of Environmental Biomonitoring, Department of Biology, Faculty of Sciences, Badji Mokhtar Annaba University, B.P. 12, Annaba 23000, Algeria; hammanachayma20142015@gmail.com (C.H.); tarek_hamel@yahoo.fr (T.H.)
- ² Department of Botany and Plant Physiology, Faculty of Sciences, University of Málaga, Boulevard Louis Pasteur 31, 29010 Málaga, Spain; salvo@uma.es
- * Correspondence: jpereña@uma.es; Tel.: +34-610889839

Abstract: This in-depth floristic study, conducted from 2019 to 2023 in nine temporary wetlands in the Guelma and Souk Ahras provinces, northeastern Algeria, aims to highlight the natural heritage of the region by analyzing the floristic composition in relation to environmental conditions. To achieve this goal, comprehensive inventories were conducted, revealing the presence of 317 species belonging to 64 botanical families and distributed across 204 genera. The plant diversity at each site was assessed using various biological indices, with a particular focus on the Taxonomic Distinctiveness Index (TDI) to determine the influence of environmental factors such as fires, altitude, overgrazing and agropastoral activities on biodiversity. The results highlighted the dominance of therophytes (43.22%) and the prevalence of the Mediterranean assemblage (66.25%). Moreover, 8.83% of the species were endemic, 1.89% were protected by Algerian legislation and 1.26% were listed on the IUCN Red List. The study identified Priority Conservation Zones (PCA) where the preservation of ponds, particularly MTG, TRC, BTH, and GZE, is crucial. Additionally, floristic and ecological boundaries between ponds were identified, highlighting marked biological similarities between certain pairs and notable isolations, particularly evident in the case of BTH with a significantly high TDI. These results underscore the critical importance of the studied region, emphasizing the need to integrate its floristic biodiversity into conservation efforts to enhance overall ecological integrity.

Keywords: phytocoology; temporary wetlands; Northeast Algeria; heritage taxa; Taxonomic Distinctiveness Index; threat; conservation



Citation: Hammana, C.; Pereña-Ortiz, J.F.; Meddad-Hamza, A.; Hamel, T.; Salvo-Tierra, A.E. The Wetlands of Northeastern Algeria (Guelma and Souk Ahras): Stakes for the Conservation of Regional Biodiversity. *Land* **2024**, *13*, 210. <https://doi.org/10.3390/land13020210>

Academic Editor: Kenneth R. Young

Received: 8 December 2023

Revised: 3 February 2024

Accepted: 6 February 2024

Published: 8 February 2024



Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Mediterranean wetlands, identified as biodiversity “hotspots” [1] in the regional context, play a crucial role in hosting an exceptional diversity of plant and animal species, often endemic and rare. This positions them among the most diversified ecosystems on the planet [2–7]. However, despite their undeniable ecological importance, these wetlands face a growing threat, resulting in a 50% decrease in their area since 1900 [8–10].

Additionally, Algeria, home to a total of 2375 wetlands, of which 2056 are natural and 319 artificial, plays a key role in the conservation of these ecosystems. Fifty of these sites are listed on the international Ramsar priority list [11,12], mainly located in the north-eastern-western part of the country, delimited by three biogeographical sectors, K₃ (Numidia subsector), C₁ (Constantina sector), and H₂ (Constantina highlands subsector) [13].

Furthermore, the environmental changes faced by these wetlands in Algeria are exacerbated by the impact of climate change, intensified by specific geomorphological and edaphological conditions that increase their vulnerability to anthropogenic pressures [14–17]. Small temporary shallow-water ponds are exposed to pressures from drought and intensive grazing, unfavorable conditions for maintaining a rich and varied biodiversity.

I.1. Matériels et méthode

I.1.1. Zone d'étude

Ce travail systématique a été réalisé dans l'ensemble de deux wilayas (Guelma et souk Ahras). La région d'étude est située approximativement entre 36° 28' N 7° 28' E et 36° 17' N 7° 58' E, elle s'étend de 228 à 680 m d'altitude au-dessus du niveau de la mer, à l'extrême Nord-Est de l'Algérie (Fig. 6). Cette zone se localise entre l'étage bioclimatique subhumide de Guelma, l'étage humide et subhumide du Nord de Souk-Ahras et l'étage semi-aride du Sud de cette dernière (Seltzer et Auberty 1946) (Tab. 1). Géographiquement, elle est limitrophe de l'est au Nord par la Tunisie, El Taref, Annaba et la partie Sud-Est de Skikda et de l'ouest au Sud par la partie Sud-Ouest de Skikda, Constantine, Oum El Bouaghi et Tébessa (de Bélair et al., 2005).

Le relief est accidenté, dont l'altitude moyenne varie entre 650 m au Sud et 1000 m au Nord (Daira et al., 2016) et une position médiane entre les régions nordiques, les hauts plateaux et le Sud du pays (Hamaidia et Berchi, 2018). Cette région se distingue par une diversité de biotope (comprenant des forêts, maquis, pelouses et formations rocheuses) (Touati et al., 2021 ; Hammana et al., 2024). Elle dispose d'environ 199240ha de couvert forestier, représentant 57,7% de sa surface totale, ce qui contribue à sa remarquable biodiversité, tant au niveau faunistique que floristique (Kafi et al. 2015; Menaa et al., 2019 ; Guellati et al., 2022).

D'après les travaux précédents de Boukehili et al. (2018) ; Laala et al. (2019) ; Touati et al. (2021) ; Touati. (2022) et les données fournées par la conservation des forêts ainsi nos observations sur terrain, le Chêne-liège (*Quercus suber* L.), le Chêne zéen (*Quercus canariensis* Willd.), le chêne vert (*Quercus ilex* L.), le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.), le pin maritime (*P. pinaster* Aiton) et l'olivier lentisque (Oléo-lentisque) présentent les essences forestières les plus dominants de la région (Hammana et al., 2024).

La température moyenne s'élevait à 11,5°C et la température maximale à 26,1°C, comme indiqué par Seltzer et Auberty (1946). Parallèlement, les stations météorologiques ont enregistré les données climatiques annuelles pour la période de 2019 à 2023, comme détaillé dans le tableau 2 (Tab. 2), couvrant la wilaya de Guelma (incluant Hammam N'Bails, Bouhamdane et Bordj Sabath) et Souk Ahras (incluant Mechroha, Aïn Zana et Taoura).

Notre région d'étude englobe les trois principales divisions biogéographiques établies par Quézel et Santa 1962-1963 : la Numidie (K₃), le secteur du Tell Constantinois (C₁) et le sous-secteur des Hauts-Plateaux Constantinois (H₂). La partie du Nord de cette région est fait partie du onzième point névralgique "hotspot" régional de biodiversité en Méditerranée, désigné sous

le nom "Kabylies-Numidie-Kroumirie" (Véla et Benhouhou, 2017).

Elle est située dans la Zone Importante pour les Plantes (ZIP) nommée "El Kala2" (Yahi et al., 2012 ; Benhouhou et al., 2018 ; Hammana et al., 2024).

Tableau 1 : Caractéristiques géographique de la zone d'étude

Wilaya	Code	Site	Coordonnées GPS	Secteurs Biogéographiques	Etage bioclimatique	Altitude (m)	Superficie (m ²)
Souk Ahras	MTG	El-Matlegue	36°23'34"N, 7°53'42"E	K ₃	Humide	947	76
	BTH	El-Batha	36°25'24"N, 8°14'39"E	K ₃	Humide	835	3543
	TAR	Taoura	36°09'13"N, 7°59'28"E	H ₂	Semi-aride	855	6352
	BRG	Lac Burgas	36°09'10"N, 7°58'59"E	H ₂	Semi-aride	835	2162
Guelma	GZE	Guelta Zarga Effusus	36°17'35"N, 7°38'42"E	C ₁	Subhumide	725	955
	GZN	Guelta Zarga Nigricans	36°17'34"N, 7°38'37"E	C ₁	Subhumide	743	1500
	TRN	Taya Ranuncule	36°30'55"N, 7°05'37"E	C ₁	Subhumide	940	386
	TRC	Taya Rocaille	36°30'32"N, 7°05'32"E	C ₁	Subhumide	1082	180
	MJN	Madjen Belahriti	36°26'09"N, 7°05'12"E	C ₁	Subhumide	501	5155

K₃ : la Numidie, H₂ : le sous-secteur des Hauts-Plateaux Constantinois, C₁: le secteur du Tell Constantinois

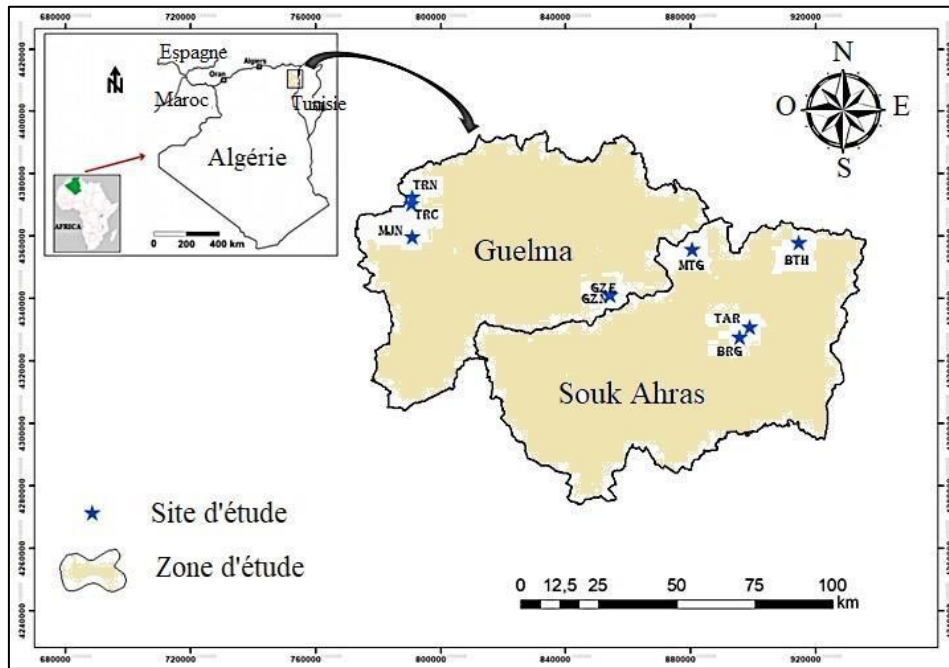


Figure 6 : Atlas cartographique de la zone d'étude (HAMMANA C. 04/04/2024)

Tableau 2 : Données météorologiques des wilayas de Guelma et Souk Ahras (2019-2023) (Site web 1)

Données météorologiques	Wilaya de Guelma	Wilaya de Souk Ahras
Température (°C)	19	17
Température maximale dans la journée (°C)	26	22
Température minimale dans la journée (°C)	12	11
Précipitations moyenne (Mm)	497	830
Jours de précipitations (J)	86	101
Jours de gelée (J)	3	5
Jours de glace (J)	0	0
Force de vents (Km/h)	6	12

I.1.1.1. El-Matlegue

Un plan d'eau temporairement stagnante d'une superficie de 76 m², elle est située dans la réserve nationale de Beni Salah (36°23'34"N, 7°53'42"E) se trouve à une distance d'environ 29 km au Nord de la ville de Souk Ahras dans la commune de Mechroha de la daïra de Mechroha (Fig. 7). La couverture floristique est très riche en végétation, comprenant notamment des essences forestières telles que *Quercus suber* L. *Erica arborea* L., *Myrtus communis* L.,

Erigeron bonariensis L., *Erigeron canadensis* L., *Rubus incanescens* (DC.) Bertol., *Rubus ulmifolius* Schott., *Cistus monspeliensis* L., *Cistus salviifolius* L. ainsi que de la végétation hydrophile et hygrophile allant de la ceinture aquatique à la ceinture terrestre, caractérisée par *Achyrophorus valdesii* J.M. Jiménez, M. Ángeles & al., *Alisma plantago-aquatica* L., *Oenanthe globulosa* L., *Ranunculus aquatilis* L., *Ranunculus arvensis* L., *Juncus effusus* L., *Juncus heterophyllus* Dufour, *Plantago lanceolata* L., *Plantago major* L., *Plantago lagopus* L., *Carex remota* L., *Bellis annua* L. subsp. *annua* et *Asphodelus ramosus* L. subsp. *ramosus*.



Figure 7 : Photo de la mare El-Matlegue (Cliché HAMMANA C. 19/02/2021)

I.1.1.2. El-Batha

D'une superficie d'environ 3543 m² (36°25'24"N, 8°14'39"E, Altitude 835 m), la mare El-Batha, fait partie de la commune d'Aïn Zana (wilaya de Souk Ahras)-daïra de Ouled Driss, correspond à un corridor et se compose d'essences forestières à bois dur (*Quercus suber* L., *Rhamnus alaternus* L., *Erica arborea* L.) (Fig. 8). À l'interface entre milieux aquatiques et terrestres, cet écosystème particulier dispose d'une dynamique propre et forme une mosaïque végétale d'une grande richesse floristique dont la composition et la morphologie sont liées à des inondations plus ou moins fréquentes : *Juncus effusus* L., *Isoëtes histrix* Bory, *Myrtus communis* L., *Cistus monspeliensis* L., *Rubus incanescens* (DC.) Bertol., *Rubus ulmifolius* Schott, *Alisma plantago-aquatica* L., *Ranunculus aquatilis* L., *Ranunculus arvensis* L. *Oenanthe virgata* Poir., *Arisarum vulgare* O. Targ. Tozz., *Bellis annua* L. subsp. *annua*, *Juncus heterophyllus* Dufour,

Juncus tenageia L. f. subsp. *tenageia* et *Asphodelus ramosus* L. subsp. *ramosus*.



Figure 8 : Photo de la mare El-Batha (Cliché HAMMANA C. 22/03/2023)

I.1.1.3. Taoura

Un complexe de trois plans d'eau (36°09'13"N, 7°59'28"E), d'une superficie d'environ 6352 m², il est situé à une distance d'environ 25 km au Sud de la ville de Souk Ahras, dans la commune de Taoura de la daïra de Taoura. Les deux premiers plans d'eau sont des mares de *Typha* (*T. domingensis* Pers.) avec un accès à l'eau et une source d'eau courante, tandis que le troisième plan d'eau est dominé par une végétation herbacée de *Medicago* sp. et *Trifolium* sp. (Fig. 9). La couverture forestière est assez abondante, tandis que la végétation hygrophile est caractérisée par la présence de *Cardamine hirsuta* L., *Cardamine parviflora* L., *Portulaca oleracea* L., *Thapsia garganica* L., *Helminthotheca echioides* (L.) Holub et *Juncus acutus* L.



Figure 9 : Photo de la mare Taoura (Cliché HAMMANA C. 04/01/2022)

I.1.1.4. Lac Burgas

Une zone humide d'une superficie de 2162 m², comprenant deux plans d'eau (36°09'10"N, 7°58'59"E), elle est située à environ 25 km au Sud de la ville de Souk Ahras, dans la commune de Taoura de la daïra de Taoura. La première mare est généralement stagnante dominée par une végétation annuelle, tandis que la deuxième est plus importante de point de vue superficie, elle se caractérise par la *Typha* (*T. domingensis* Pers.) tout au long d'elle (Fig. 10). La couverture forestière est assez abondante, tandis que la végétation hygrophile est caractérisée par la présence de *Cardamine hirsuta* L., *Portulaca oleracea* L., *Marrubium vulgare* L., *Nigella sativa* L., *Thapsia garganica* L., *Helminthotheca echiioides* (L.) Holub, *Juncus acutus* L., *Juncus bufonius* L. et *Juncus effusus* L.



Figure 10 : Photo de la mare lac Burgas (Cliché HAMMANA C. 04/01/2022)

I.1.1.5. Guelta Zarga Effusus

Une zone d'eau temporairement stagnante d'environ 955 m², située à une altitude de 725 m (coordonnées : 36°17'35"N, 7°38'42"E) (Fig. 11), se trouve à environ 39 km au Sud-Est de Guelma, dans la commune de Hammam N'Bails, relevant de la daïra de Hammam N'Bails. La mare est caractérisée par une végétation hygrophile à *Oenanthe globulosa* L. *Arisarum vulgare* O. Targ. Tozz., *Arum italicum* MilL. *Bellis annua* L. subsp. *annua*, *Bellis sylvestris* Cirillo, *Beta vulgaris* L. subsp. *maritima* (L.) Arcag., *Blackstonia perfoliata* (L.) Huds. subsp. *grandiflora* (Viv.) Maire, *Borago officinalis* L., *Bromus hordeaceus* L., *Carex remota* L., *Cichorium intybus* L. subsp. *intybus*, *Crepis vesicaria* L., *Dittrichia graveolens* (L.) Greuter, *Eryngium campestre* L., *Eryngium pusillum* L., *Geranium dissectum* L. et *Tamarix gallica* L.



Figure 11 : Photo de la mare Guelta Zarga Effusus (Cliché HAMMANA C. 04/01/2022)

I.1.1.6. Guelta Zarga Nigricans

Une source d'eau temporairement stagnante (Fig. 12) située aux coordonnées (36°17'34"N, 7°38'37"E), avec une superficie de 743 m² et une altitude de 1500m. Elle se trouve à une distance d'environ 39 km au Sud-Est de la ville de Guelma, dans la commune de Hammam N'Bails de la daïra de Hammam N'Bails. La couverture forestière dans cette région, généralement dominée par le *Pistacia lentiscus* L. et *Olea europaea* L. La végétation hygrophile comprenant diverses espèces comme *Oenanthe globulosa* L., *Arum italicum* Mill. *Bellis annua* L. subsp. *annua*, *Centaurea calcitrapa* L., *Cichorium intybus* L. subsp. *intybus*, *Eryngium campestre* L., *Eryngium tricuspdatum* L. subsp. *bovei* (Boiss.) Breton, *Illecebrum verticillatum* L., *Juncus effusus* L., *Schoenus nigricans* L., *Sherardia arvensis* L. et *Plantago lanceolata* L.



Figure 12 : Photo de la mare Guelta Zarga Nigricans (Cliché HAMMANA C. 04/01/2022)

I.1.1.7. Taya Ranuncule

Située au Nord-Ouest de la ville de Guelma dans la commune de Bouhamdane de la daïra de Hammam Debagh, elle est comprise entre la latitude 36°30'55" Nord et la longitude 7°05'37" (Fig. 13). Elle s'étend sur une superficie de 386 m², elle est alimentée par les eaux de pluie, cela favorise une végétation assez riche composée de (*Ranunculus aquatilis* L., *Ajuga iva* (L.) Schreb. subsp. *iva*, *Bellis annua* L. subsp. *annua*, *Bromus hordeaceus* L., *Asphodelus ramosus* L. subsp. *ramosus*, *Bellevalia mauritanica* Pomel *Cardamine hirsuta* L., *Cynosurus echinatus* L., *Cynosurus polybracteatus* Poir. et *Juncus effusus* L.).



Figure 13 : Photo de la mare Taya Ranuncule (Cliché HAMMANA C. 15/03/2021)

I.1.1.8. Taya Rocaille

La mare Taya Rocaille (36°30'32"N, 7°05'32"E) fait partie de massif rocaillieux Nord-Ouest de la ville de Guelma. Ce plan d'eau appartient administrativement à la commune de Bouhamdane dont il est distant de 5 km à vol d'oiseau. Il s'étale sur une superficie globale de 180 m². Il se trouve dans une enclave limitée par le Djebel Ghar Djemaa à l'Est et le Djebel Bouaarbid au Sud (Fig. 14).

La végétation hydro-hygrophile est dominée par *Cardamine hirsuta* L., *Geranium atlanticum* Boiss., *Geranium molle* L., *Euphorbia peplus* L., *Euphorbia terracina* L., *Borago officinalis* L., *Brassica procumbens* (Poir.) O.E. Schulz, *Brassica rapa* L. subsp. *campestris* (L.) A.R. Clapham, *Clinopodium vulgare* L. *Crassula alata* (Viv.) A. Berger, *Fedia graciliflora* Fisch. & C.A. Mey., *Fumaria bastardii* Boreau, *Hyacinthoides lingulata* (Poir.) Rothm., *Phlomis bovei* de Noé, *Potentilla reptans* L., *Pulicaria odora* (L.) Rchb., *Rhaponticum acaule* (L.) DC. et *Asphodelus ramosus* L. subsp. *ramosus*.



Figure 14 : Photo de la mare Taya Rocaille (Cliché HAMMANA C. 15/03/2021)

I.1.1.9. Madjen Belahriti

Située à Bordj Sabath de la daïra d'Oued Zénati (36°26'09"N, 7°05'12"E), le Madjen Belahriti (Fig. 15) occupe une superficie d'environ 5155 m². Le régime hydrologique de ce plan d'eau est fortement influencé par les variations climatiques.

En ce qui concerne la végétation de cette mare stagnante , nous avons rencontré (*Bellis sylvestris* Cirillo, *Beta vulgaris* L. subsp. *maritima* (L.) Arcag. *Carduus macrocephalus* Desf., *Carlina involucrata* Poir., *Carthamus caeruleus* L., *Centaurea pullata* L., *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Daucus carota* L. subsp. *maximus* (Desf.) Ball, *Echium plantagineum* L., *Eryngium tricuspdatum* L. subsp. *bovei* (Boiss.) Breton, *Galactites mutabilis* Durieu, *Helminthotheca echioides* (L.) Holub, *Linum bienne* Mill., *Malva sylvestris* L., *Melilotus indicus* (L.) All., *Nerium oleander* L., *Ranunculus macrophyllus* Desf. et *Sisymbrium irio* L.).



Figure 15 : Photo de la mare Madjen Belahriti (Cliché HAMMANA C. 28/09/2021)

I.1.2. Analyse des paramètres physicochimiques du sol

En fonction de la topographie de terrain, quatre échantillons de sol ont été prélevés à partir de quatre points cardinaux de chaque mare sous forme de fosses de 30-60 cm x 50-80 cm et d'une profondeur de 60 cm. Ces quatre échantillons ont été combinés, séchés à l'air à température ambiante pendant trois semaines selon la méthodologie NF ISO 11464 (Jeannot et al., 2000), puis tamisés à l'aide d'un tamis rond de 2 mm après avoir séparé manuellement la terre fine des éléments grossiers, afin d'obtenir un seul échantillon représentatif de chaque site. À partir de ces échantillons, sept paramètres physico-chimiques ont été mesurés.

I.1.2.1. L'humidité (H exprimée en %)

La quantité d'eau généralement présente dans les pores du sol, dont la pédofaune et les plantes ont besoin pour se développer, est représentée par l'humidité du sol. Cette dernière est corrélée à la porosité et à l'humidité de l'air : par exemple, les grands pores retiennent plus d'eau tandis que les vents secs et chauds diminuent son pourcentage dans le sol (Liu et al., 2020). L'humidité est mesurée par la méthode gravimétrique de Reynolds (1970) à partir d'un échantillon de 5g dans une étuve à 105°C pendant 24h.

I.1.2.2. La matière organique (MO exprimée en %)

D'après Lv et al. (2022), la matière organique du sol (MOS) désigne la couche superficielle du sol constituée d'un mélange de débris de la faune et de la flore dans différents états de décomposition et elle est positivement corrélée au pourcentage de carbone organique, ce qui

améliore la qualité physico-chimique du sol. La matière organique a été mesurée à partir de l'humidité par incinération à 480 °C pendant 4 heures dans un four à moufle.

I.1.2.3. La porosité (P exprimée en %)

Un critère de bonne aération du sol est déterminé par l'humidité, l'air et l'eau qui occupent les espaces vides, favorisant ainsi le bon déroulement des activités biologiques. Cet ensemble quantifie le volume des interstices du sol par rapport à son volume global (Gobat et al., 2010). La porosité a été mesurée à travers la densité apparentes (DA) (des agrégats de sol) et réelle (DR) (5g de sol tamisée) (Robinson et al., 2022).

I.1.2.4. Le carbone organique (CO)

Le carbone stocké dans les sols sous forme de matière organique ou inorganique par l'intermédiaire des microorganismes et des plantes joue un rôle crucial dans le cycle du carbone en influençant la dynamique du sol et la concentration en CO₂ atmosphérique (Hirt et al., 2024). Ainsi, un équilibre dynamique de cycle de carbone, influencé principalement par les mécanismes de l'absorption des océans et de la photosynthèse, est essentiel pour la lutte contre les changements climatiques en régulant les gaz à effet de serre (Czeszynski, 2024). Augmenter ce stock pourrait réduire les émissions de CO₂ en ralentissant la minéralisation, ce qui impacte les flux de carbone entre le sol et l'atmosphère. Cette quantité varie selon le changement d'usage des terres, qui modifie la capacité de sol à stocker du carbone (Chenu et al., 2022).

I.1.2.5. Le calcaire total (CT exprimé en %)

Le calcium, un constituant qui aide le sol à établir sa structure et à réserver des éléments nutritif (Duchaufour et al., 2020), est fourni par la cristallisation du carbonate de calcium, le principale constituant de sol, en calcite rhomboédrique-symétrique cristallisé (Teghidet, 2012). Ce paramètre a été mesurée à partir de 5g de sol tamisé par la méthode volumétrique (Allison et Moodie, 1965).

I.1.2.6. La conductivité électrique (CE exprimée en mS/cm)

Ce paramètre exprimé en $\mu\text{S}/\text{cm}$, a dépendu et déterminé par la concentration en ions, la nature et la quantité totale de sels solubles présents dans le sol (Ismayilov et al., 2021). Il a été mesuré à l'aide conductimètre HANNA HI2315-01 dans une suspension de de sol et d'eau distillée, dans un rapport (1 volume sol pour 5 volumes d'eau distillée), après une agitation de 2h sur un agitateur de KIKA-WERK HS 5000.

I.1.2.7. Le potentiel d'Hydrogène (pH)

Ce paramètre crucial indique la qualité physico-chimique d'un échantillon, plus précisément l'acidité du sol par la concentration en ions H⁺, ce qui affecte la disponibilité des nutriments

ainsi que l'activité de sol (Hartemink et Barrow, 2023). Ces valeurs ont été mesurée par un pH-mètre HANNA HI22091-01 sur la même suspension que celle utilisé pour la conductivité électrique.

I.1.3. Analyse des paramètres physicochimiques de l'eau

Pour chaque mare, une bouteille en plastique de 1,5 litre a été utilisée pour prélever des échantillons d'eau à une distance de 2 à 4 mètres du bord et à une profondeur de 30 à 80 cm. Au totale, neuf échantillons ont été remplis et soigneusement fermés sous l'eau pour éviter toute sorte d'échange de gaz avec l'atmosphère, puis ils ont été immédiatement transportés au laboratoire pour garantir la fiabilité des résultats après les avoir conservés à 4°C. Neuf paramètres physiques et chimiques ont été mesurées pour chaque échantillon : le potentiel hydrogène, le potentiel d'oxydo-réduction, l'oxygène dissous, la conductivité électrique, la résistivité, les solides dissous totaux, la salinité et la température à l'aide d'un multiparamètre professionnel HANNA HI9829. La turbidité a été mesurée à l'aide d'un turbidimètre AQUA LYTIC AL450T-IR au niveau de laboratoire.

I.1.3.1. Le potentiel d'Hydrogène (pH)

la nature et la structure du sol, le type de roches, l'activité anthropique, la précipitation, la pollution de l'air et de l'eau, entre autres, sont toutes des variables environnementales qui affecte directement et/ou indirectement la concentration de protons H^+ dans l'eau ou l'acidité mesurée par la valeur de pH (Baaloudj et al., 2020). Selon les travaux de Louis Claude Vincent, le pH est l'un des trois paramètres physicochimiques propres à l'eau, en rapport avec son acidité et sa basicité (Souvignet, 2021).

I.1.3.2. Le potentiel d'oxydoréduction (POR exprimée en Mv)

Ce paramètre, crucial pour appréhender la chimie d'une substance en révélant sa capacité à échanger des électrons, traduit les caractéristiques oxydantes ou réductrices d'un environnement aquatique, influant ainsi sur le destin des composés inorganiques et organiques. La fiabilité des mesures de ce paramètre physico-chimique dépend de l'électro-activité des réactions d'oxydoréduction, qui nécessitent d'atteindre un équilibre dynamique (Gal et Ghestem, 2019).

I.1.3.3. L'oxygène dissous (OD exprimé en mg/l)

Une concentration en oxygène dissous dépassant les 4 mg/L rend l'environnement aquatique indisponible aux activités des microorganismes bénéfiques pour sa santé (Shrestha et Basnet, 2018). La concentration d'oxygène est influencée par 03 facteurs environnementaux ; le biologique, concerne les activités autotrophes de la photosynthèse et hétérotrophes de la décomposition de la matière organique, le deuxième, physique, comprend la température de

l'eau, qui, lorsqu'elle augmente réduit la solubilité de l'oxygène et accélère les processus biologiques, ainsi que la réaération influencée par la turbulence et le débit hydraulique et le troisième, chimique, concerne la photolyse par la dégradation des matières organique dissoutes et l'apport de nutriments qui affectent le cycle de l'oxygène dissous par le biais des relations symbiotiques (Villeneuve et al., 2006).

I.1.3.4. La conductivité électrique (CE exprimée en $\mu\text{S/cm}$)

Traduisant la capacité de l'eau à transporter un courant électrique, ce paramètre joue un rôle crucial dans la dynamique des eaux stagnantes, augmentant avec la concentration de minéraux ionisés (Derwich et al., 2010). Cependant, une faible valeur dans le cas des eaux ultrapures est liée à une résistivité (ρ exprimée en $\text{M}\Omega\cdot\text{cm}$) considérable (Aminot et Kérouel, 2004), l'un des trois paramètres physicochimiques propre à l'eau et liés au taux de minéraux selon les travaux de Louis Claude Vincent (Souvignet, 2021).

I.1.3.5. Les solides dissous totaux (SDT exprimés en mg/l)

Les substances présentes dans l'eau incluent des composés matières organiques et généralement des sels inorganiques, tels que les sulfates, les nitrates, les chlorures, les bicarbonates naturels ainsi que des éléments comme le sodium, le magnésium, le potassium et le calcium qui sont dissous dans l'eau (Yasser, 2021). Ces substances, considérées comme des polluants naturels, peuvent altérer la couleur, le goût, la conductivité et l'alcalinité de l'eau, perturbant ainsi l'équilibre écologique si leurs concentrations sont élevées (Al-hadithi, 2012). Leurs effets est généralement liée à la turbidité de l'eau.

I.1.3.6. La salinité (S exprimée en PSU)

Initialement définie comme un concept pratique basé sur la masse en gramme des substances solides contenues dans un kilogramme d'eau de mer dont le chlorure présente 55% de la salinité (Aminot et Kérouel, 2004). La salinité est souvent considérée comme un indicateur clé des mélanges entre eaux de mer et eaux douces, étant donné que le poids et la concentration de ces sels dissous dans l'eau sont des traceurs idéaux de ces mélanges.

I.1.3.7. La turbidité (T exprimée en NTU)

La turbidité, due à la présence de particules minérales et organiques en suspension, dépend de la taille, de la masse volumique et de la nature de ces particules (forme et composition), ce qui donne un aspect trouble à l'eau, notamment lorsque leur taille est supérieure à $0,45 \mu\text{m}$ (Versini et al., 2015). En fonction des acides humiques (résidus de la décomposition des plantes) et substances colloïdales (argiles, fragments de roches, bactéries, etc.) qui se trouvent dans une gamme de tailles entre à $0,1$ et 10 microns, ce paramètre peut réduire la transparence d'un

écosystème, ce qui diminue la quantité d'énergie solaire disponible pour la photosynthèse des organismes aquatiques, ce qui affecte la dynamique de cet écosystème (Gaid, 2022).

I.1.4. Analyse des paramètres écologiques

D'autres variables écologiques détaillées dans le tableau 3 (Tab. 3) ont été prises en considération lors de travail sur le terrain et sont utilisées dans l'analyse statistique afin d'interpréter leurs impacts significatifs directs et/ou indirects sur la dynamique spatiotemporelle de la flore de ces habitats encore naturels.

Tableau 3 : Caractéristiques écologiques de la zone d'étude

Caractéristiques	Abbréviation	Échelle et rangs
Temporarité et faciès	Tmp et facs	st=stagnant temporaire (1), sp=stagnante permanente (2), cp=courante permanente (3), ct=courante temporaire (4)
Périmètre (m)	Pér	1= <100, 2=100 -200, 3=201 -300, 4=301-500, 5= >500
Superficie (m ²)	Sur	1= <300, 2=300-700, 3=701-1500, 4=1501-2000, 5= >2000
Altitude (m)	Alti	1= <300, 2=300-600, 3=601-800, 4=801-1000, 5= >1000
Ponte	Pnt	1: nulle, 2: <15%, 3:15-30%, 4: >30%
Profondeur (cm)	Prof	1= < 25, 2=25-50, 3=51-75, 4=76-100, 5= >100
Exposition géographique	Expo	1=Nord, 2=Sud, 3=Ouest, 4=Nord-Est, 5=Nord-Ouest, 6=Sud-Est
Taux de recouvrement des espèces ligneuses	Trli	1= <5%, 2= 5-10%, 3= 10-25%, 4= 25-50%, 5= 50-100%
Pâturage, Incendie et Activité agricole	Patu, Ince et Acag	1= absente, 2= activité minimale, 3=légère activité, 4=activité moyenne, 5=activité très importante

I.1.5. Etude floristique

La flore a été étudiée de manière systématique sur deux cycles hydrologiques (2019 et 2023), à travers des échantillonnages réalisés deux fois par an (février-mars et avril-juin) dans les neuf zones humides étudiées. La méthode d'échantillonnage utilisée impliquait des quadrants (Frontier, 1983) dans les quatre points cardinaux de chaque site (Nord, Sud, Est et Ouest) dans l'ordre de lister tous les taxons qui existent (Annexe 01). La surface de chaque grille représentative est toujours constante à 9 mètres carrés, cependant le nombre de chacun se change en fonction de la superficie de chaque mare. Pour les zones humides d'une superficie supérieure à 100 mètres carrés, trois répétitions ont été effectuées pour chaque point cardinal, selon une méthode systématique. Cela a abouti à une superficie d'échantillonnage totale de 108

mètres carrés (9 mètres carrés x 3 répétitions x 4 points) pour chaque zone humide (Fig. 16 a). En revanche, pour les petits mares (égaux ou inférieurs à 100 mètres carrés), une seule répétition de 9 mètres carrés a été effectuée pour chaque point cardinal, soit une superficie totale de 36 mètres carrés par étendue d'eau (Fig. 16 b).

Nombreux guide floristique a été utiliser dans le but d'identifier toutes caractéristiques la flore des zones humides. Pour identifier les taxons, les flores de Battandier (1888-1890), Battandier et Trabut (1895), Maire (1952-1987), Quézel et Santa (1962-1963), Pignatti (1982) et Blanca et al. (2009) ont été consultées. L'index synonymique de la flore de l'Afrique du Nord (Dobignard et Chatelain 2010-2013) et la Base de Données de l'Afrique du Nord (APD, 2025) ont été utilisés pour actualiser la nomenclature.

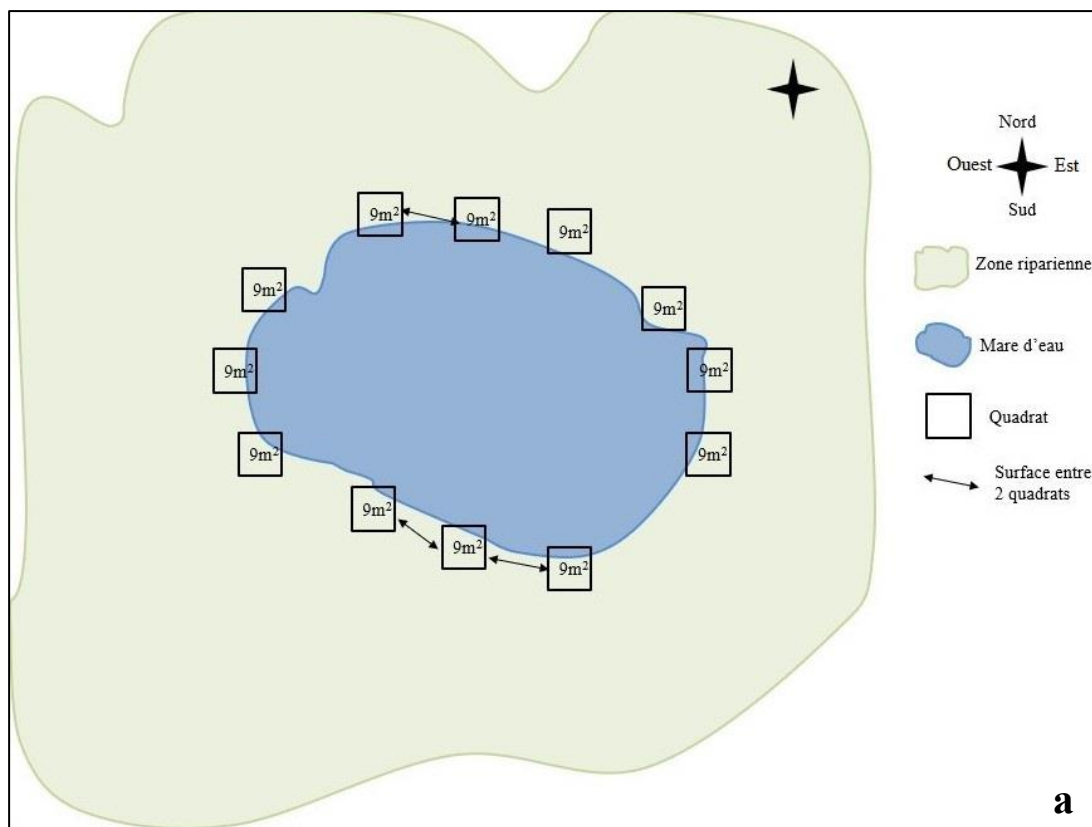


Figure 16 : Représentation schématique de plan d'échantillonnage systématique au sein des plans d'eau étudiés (a : mare de grande taille) (HAMMANA C. 22/03/2023)

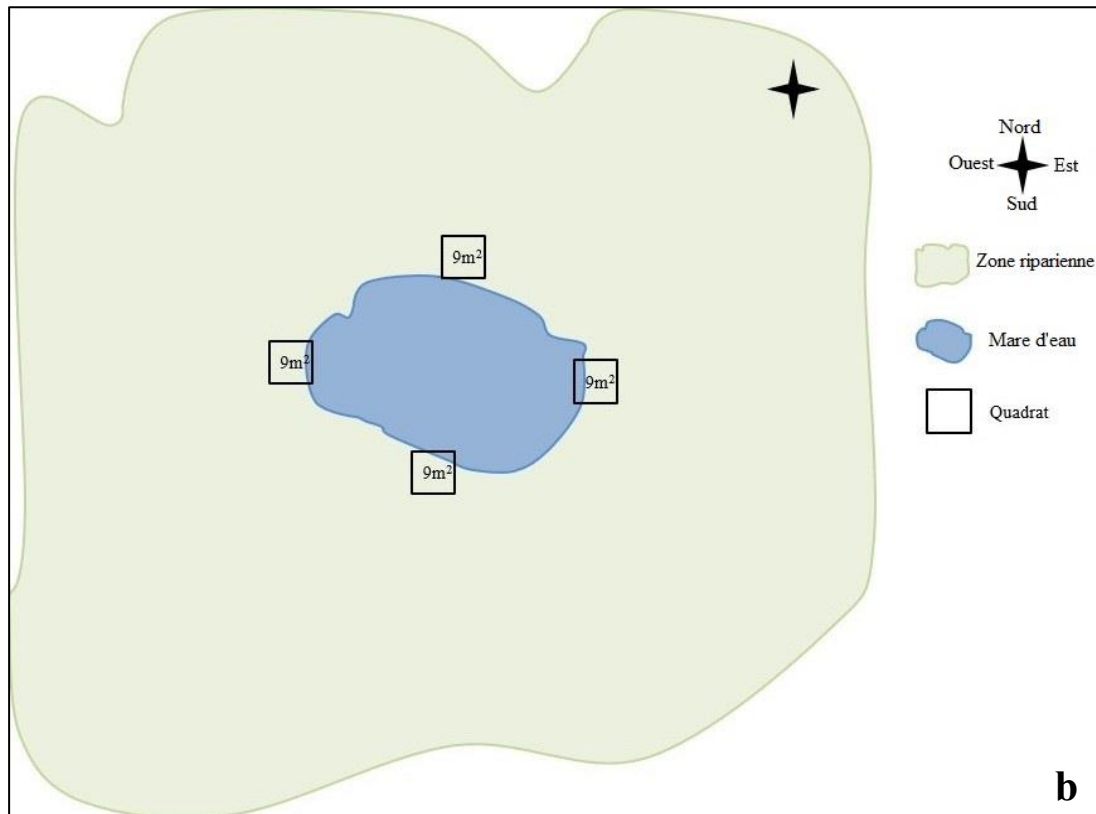


Figure 16 : Représentation schématique de plan d'échantillonnage systématique au sein des plans d'eau étudiés (b : mare de petite taille) (HAMMANA C. 22/03/2023)

I.1.6 Evaluation des taxons patrimoniaux

Les espèces rares et menacées ont été caractérisées en utilisant les catégories de la flore de Quézel et Santa (1962-1963), les critères de vulnérabilité globale définis par l'Union internationale pour la conservation de la nature en 1997 (Walter et Gillett, 1998), la dernière liste rouge disponible (UICN, 2025) et selon nos observations sur le terrain. La liste rouge vise à mettre en évidence les taxons les plus menacés d'extinction et à définir les priorités des politiques de préservation de la biodiversité végétale. De plus, les espèces présentant un intérêt patrimonial, protégées par le Décret No. 03-12 / 12-28, ainsi que les espèces végétales non cultivées protégées en Algérie (J.O.R.A, 2012) ont été prises en compte.

I.1.7 Caractérisation biologique et chorologique

Les types biologiques (*sensu* Raunkiaer, 1934) des taxons inventoriés sont déterminés à base des informations de Pignatti (1982) et Blanca et al. (2009). Pour la caractérisation chorologique, la Flore vasculaire de l'Andalousie (Blanca et al., 2009) a été consultée, tandis que la flore

d'Italie (Pignatti, 1982), l'index synonymique de Dobignard et Chatelain (2010-2013) et la Base de Données de l'Afrique du Nord (APD, 2025) ont été utilisés pour les espèces endémiques.

I.1.8. Codage des taxons inventoriés

Une matrice des données floristiques a été établie, avec des sites étudiés en colonnes et un classement alphabétique structuré des taxons en lignes. Un système de codage combinant lettres pour les sites et lettres avec chiffres pour les taxons a été attribué à chaque un des éléments inventoriés dans la région d'étude : la lettre représente le genre, tandis que le chiffre indique le rang alphabétique de l'espèce au sein de ce genre. Ce codage a permis de générer un tableau exploitable pour l'analyse numérique ou statistique dans le cadre du traitement informatique des données [Exemple. X1 : *Achyrophorus laevigatus* (L.) Talavera & M. Talavera, X2 : *Achyrophorus valdesii* J.M. Jiménez, M. Ángeles & al., MTG : El-Matlegue, BTH : El-Batha].

I.1.9. Codage des paramètres environnementales

Le même système de codification appliqué aux taxons a été étendu aux paramètres environnementaux. Un codage combinant des lettres a été utilisé pour désigner à la fois les sites d'étude et les variables environnementales analysées [Exemple. Hum : Humidité, Ince : Incendies, TAR : Taoura, BRG : Lac Burgas].

I.1.10. Analyse numérique

I.1.10.1. Régression linéaire

Une analyse a été envisagée afin d'examiner la relation potentielle entre la richesse en taxons recensés et les caractéristiques physiographiques et pédologiques des différents sites. Pour ce faire, des régressions simples ont été réalisées, accompagnées du calcul des coefficients de corrélation (r^2). Cette étude a été conduite à l'aide du langage de programmation R (package *ade4*, version 3.0.2) (Core Team 2013).

I.1.10.2. Analyse Canonique des Correspondances (ACC)

Nous avons tenté d'établir une relation entre la richesse floristique et les données physiographiques des différentes sites étudiées par une étude des régressions simples ou le calcul des coefficients de corrélation (r^2). La recherche d'une corrélation entre les similitudes de richesse floristique entre les sites et la distance qui les sépare a également été étudiée.

Ensuite, l'ensemble des sites et les variables environnementales a été soumis à une Analyse Canonique des Correspondances (ACC). Le croisement des données de la flore codées en présence-absence avec les variables environnementales (Altitude, pente, profondeur,

exposition géographique, taux de recouvrement des espèces ligneuses, pâturage, incendie et activité agricole) est obtenue par cette analyse.

Le nuage résultant de l'ACC permet de visualiser le pourcentage explicatif d'une variable sur une autre (Ter Braak, 1995). Cette analyse a été effectuée en utilisant le langage informatique R (package *ade4*, version 3.0.2) (Core Team, 2013).

I.1.11. Distinction taxonomique (DT) et Zone Prioritaire de Conservation basé sur l'endémisme (ZPC*END)

Pour cette analyse, les logiciels Excel 2019, PAST 4.12 (Øyvind et al., 2001) et SPSS (version 28.0) (IBM Corp. Released 2021) ont été utilisés. Tout d'abord, les données brutes collectées sur le terrain pour chaque variable mesurée ont été organisées dans des feuilles de calcul Excel, classées selon des codes numériques ou des lettres abrégées (pour les taxons), certains indiquant des valeurs dans des intervalles. Ensuite, un processus de normalisation a été effectué afin de réduire la taille de chaque échantillon et de reformater les données pour les adapter aux exigences des systèmes utilisés.

Les principaux indicateurs utilisés pour mettre en évidence l'état écologique de nos sites d'étude sont l'indice de diversité de Shannon (H) et l'indice de distinction taxonomique (DT). Alors que ces deux indices reflètent l'hétérogénéité des communautés, le premier est basé sur le nombre d'espèces présentes et leur abondance relative, c'est-à-dire sur la biodiversité, tandis que le second peut également indiquer des altérations dans ces communautés. Par conséquent, l'indice de DT a été utilisé pour évaluer les pressions et les impacts générés par des perturbations spécifiques dans les écosystèmes terrestres.

L'indice de DT est une mesure univariée plus sensible aux changements au sein d'une population qu'à la diversité des espèces et semble être moins influencée par la taille de l'échantillon, ce qui le rend potentiellement plus réactif que les indices de diversité eux-mêmes. Bien que la méthode traditionnelle pour calculer l'indice de DT soit l'indice Delta+, dans ce cas, nous avons utilisé l'adaptation proposée par Pereña et al. (2023) pour les communautés végétales, car elle simplifie le calcul. Ensuite, une analyse de corrélation a été réalisée en utilisant le coefficient de corrélation de Pearson afin d'explorer les relations entre ces deux indices et les variables biologiques et écologiques précédemment analysées. Les résultats ont été présentés dans des tableaux et des graphiques pour identifier les paramètres les plus influents sur l'état écologique de chaque emplacement.

En utilisant également les données floristiques collectées, nous avons déterminé la valeur de la Zone Prioritaire de Conservation (ZPC), se référant dans ce cas aux taxons endémiques

(ZPC*END). Pour ce faire, nous avons d'abord obtenu la valeur ZPC pour chaque site en utilisant la méthode proposée par Vane-Wright et al. (1991). Initialement, la mare avec le plus grand nombre d'espèces a été sélectionné pour le traitement et ces espèces ont été retirées du tableau floristique initial (matrice de la base de données MBD). Ce processus a été répété successivement jusqu'à ce que toutes les mares étudiées soient complétés, en incluant dans chaque cas les espèces qui n'avaient pas été précédemment prises en compte. Les valeurs obtenues dans chaque traitement correspondent au nombre total d'espèces identifiées dans la zone d'étude. Ensuite, le pourcentage de taxons endémiques dans chaque mare a été obtenu à partir du MBD. Enfin, les valeurs ZPC résultantes ont été multipliées par le pourcentage de taxons endémiques, fournissant ainsi la valeur de ZPC*END pour chaque mare temporaire. Enfin, pour analyser les limites éco-floristiques entre les mares, considérées en termes de barrières au flux d'espèces, nous avons développé une matrice d'indices de similarité. L'algorithme statistique utilisé était celui de Bray et Curtis, qui permet de quantifier la dissimilarité de composition entre deux sites distincts, basée sur des comptages dans chaque site. Les résultats obtenus nous permettent d'évaluer la force des frontières pour le flux de la flore, en fonction de leur similitude plus ou moins grande.

I.2. Résultats

I.2.1. Caractéristiques édaphiques

Les analyses physico-chimiques de nos échantillons montrent que la texture et la structure du sol présentent une porosité significative (23,58-29,6), tandis que la teneur en humidité et en carbone varie de faible à moyenne (Tab. 4). Le substrat pédologique présente généralement une abondance de matière organique jusqu'à 16,439 au TRC. Le pH varie de 6,3 à 7,66, ce qui indique un sol légèrement acide à alcalin. À l'exception de MJN, qui a un substrat non calcaire, le pourcentage de calcaire est toujours présent et élevé dans tous les autres sites. La conductivité électrique varie entre 0,1 mS/cm et 2,6 mS/cm.

Tableau 4 : Caractéristiques physico-chimiques du sol

Site	Humidité (%)	Matière organique (%)	Porosité (%)	Carbone organique (%)	Calcaire total (%)	Conductivité électrique (mS/cm)	Potentiel d'Hydrogène
MTG	2.23	10.17	24.69	0.73	22.07	0.10	6.30
BTH	2.88	13.28	23.58	0.92	22.11	0.10	6.72
TAR	4.78	13.90	24.91	3.56	24.78	0.80	7.53
BRG	4.91	13.33	26.27	3.44	24.55	1.15	7.48
GZE	4.31	8.42	26.36	7.74	24.95	0.40	7.51
GZN	6.13	7.22	28.83	0.61	24.77	0.30	7.66
TRN	3.81	8.20	29.60	1.10	20.87	0.10	6.54
TRC	4.55	16.43	28.23	5.41	21.27	0.30	6.75
MJN	7.56	10.51	28.11	3.32	0.00	2.60	7.35

I.2.2. Caractéristiques hydrologiques

Les analyses physico-chimiques de nos échantillons montrent que le pH est légèrement basique à fortement alcalin, comme c'est toujours le cas pour MJN (10,18), qui était encore salin (2,25 PSU) par rapport aux autres mares d'eau. La conductivité électrique est généralement inversement corrélée à la résistivité, on observe que les valeurs correspondant à une faible résistivité sont liées à une forte conductivité électrique. Cette dernière est bien corrélée avec les solides dissous totaux, comme c'est le cas pour MJN, GZE, GZN, TAR et BRG. Le potentiel d'oxydoréduction est compris entre 30,3 mV et 308,4 mV, tandis que les valeurs de turbidité

vont de 2,38 à 146 NTU (Tab.5).

Selon ces valeurs de sol et d'eau, MTG, BTH, GZN et TRN sont non à légèrement salinisés, tandis que TAR, BRG, GZE et MJN sont modérément à fortement salinisés.

Tableau 5 : Caractéristiques physico-chimiques de l'eau

Site	pH	Potentiel d'oxydoréduction (mV)	Oxygène dissous (mg/l)	Conductivité électrique (μ S/cm)	Résistivité (M Ω .cm)	Solides dissous totaux (mg/l)	Salinité (PSU)	Température (C°)	Turbidité (NTU)
MTG	7.17	210.30	1.58	124.00	0.0081	62.00	0.06	20.01	11.60
BTH	7.20	248.00	1.44	147.00	0.0041	71.00	0.11	14.19	10.27
TAR	7.58	308.40	1.55	529.67	0.002	264.33	0.26	22.97	19.26
BRG	7.79	157.50	2.09	490.50	0.002	245.00	0.24	23.03	64.20
GZE	7.71	110.50	4.54	1325.00	0.0008	662.00	0.67	15.76	2.38
GZN	7.74	118.60	4.72	988.00	0.001	494.00	0.49	15.28	146.00
TRN	7.60	86.60	4.28	418.00	0.0024	209.00	0.20	14.86	5.07
TRC	7.43	108.60	4.77	215.00	0.0047	108.00	0.10	12.38	68.10
MJN	10.18	30.30	4.56	4197.00	0.0002	2099.00	2.25	17.81	5.31

I.2.3. Mesure des variables environnementales

Le tableau 6 présente les résultats de l'analyse des caractéristiques physiographiques et montre comment des valeurs numériques ont été attribuées aux variables qualitatives en fonction des plages assignées à chacune d'elles, comme indiqué dans le tableau 3. Ensuite, l'indice de distinction taxonomique sera calculé à l'aide de ces valeurs. Même si cela est temporaire, il est remarquable que la plupart des zones humides ont de l'eau stagnante. La composition et la structure des plantes sont affectées par l'altitude (principalement entre 800 et 1000 m au-dessus du niveau de la mer), ce qui est également reflété dans le pourcentage de couverture des espèces ligneuses (Trhli). En comparaison avec la situation de l'activité agricole, un niveau significatif d'activité de pâturage est observé, principalement aux niveaux 4 et 5, en ce qui concerne les variables extrinsèques. En ce qui concerne les incendies forestiers, ils sont presque inexistantes dans toutes les zones humides temporaires.

Tableau 6 : Valeurs quantitatives des variables environnementales

Site	Tmp et facs	Pér (m)	Sur (m ²)	Alti (m)	Pnt	Prof (m)	Expo	Trhli	Patu	Acag	Ince
MTG	1	1	1	4	2	3	1	5	3	1	2
BTH	4	3	5	4	1	1	4	4	5	2	2
TAR	2	3	5	4	2	3	2	5	5	1	1
BRG	4	4	5	4	2	4	2	5	5	2	1
GZE	1	2	3	3	3	1	6	4	3	1	1
GZN	1	2	3	3	1	3	6	3	4	2	1
TRN	1	1	2	4	4	3	5	1	4	1	1
TRC	2	1	1	5	4	3	5	2	3	4	1
MJN	4	3	5	2	2	5	3	4	5	4	1

Tmp et facs : Temporarité et faciès, Pér : Périmètre, Sur : Superficie, Alti : Altitude,

Pnt : Ponte, Prof : Profondeur, Expo : Exposition géographique, Trhli : Taux de recouvrement des espèces Ligneuses, Patu : Pâturage, Acag : Activité Agricole, Ince : Incendie .

I.2.4. Diversité floristique

L'inventaire floristique des neuf zones humides échantillonnées a révélé la présence de 317 taxons, répartis dans 204 genres et 64 familles botaniques distinctes (Tab. 7). Les familles prédominantes comprennent les *Asteraceae* avec 50 taxons (15,77%), les *Fabaceae* avec 36 taxons (11,36%) et les *Poaceae* avec 27 taxons (8,52%). Ces trois familles à la composition floristique, représentant à elles seules 35,65% du nombre total (113 taxons), soit plus d'un tiers de la flore identifiée. Les familles *Apiaceae*, *Lamiaceae* et *Caryophyllaceae* sont également bien représentées. 26 des 64 familles identifiées ne possèdent qu'une espèce unique.

Le groupe systématique le plus important est composé d'angiospermes dicotylédones avec 249 taxons appartenant à 46 familles et 152 genres. Les monocotylédones comprennent 65 taxons appartenant à 15 familles et 59 genres. Trois taxons des familles *Dennstaedtiaceae*, *Equisetaceae* et *Isoetaceae* font partie des Ptéridophytes. Les régions El-Matlegue, Guelta Zarga effusus et Taoura sont les plus riches en éléments floraux avec plus de 100 espèces chacune, tandis que Taya Renoncule est la moins diversifiée, avec seulement 41 espèces.

Tableau 7 : Liste de la flore recensée dans les neuf mares étudiées

Taxon	Famille	Type biologique	Type chorologique	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
<i>Achyrophorus laevigatus</i> (L.) Talavera & M. Talavera	Asteraceae	Hém	Méd						x			
<i>Achyrophorus valdesii</i> J.M. Jiménez, M. Ángeles & al.	Asteraceae	Th	Méd	x		x		x				
<i>Aegilops triuncialis</i> L.	Poaceae	Th	Eury-Méd					x	x			
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Poaceae	Hém	Holar		x		x	x				x
<i>Ajuga iva</i> (L.) Schreb. subsp. <i>iva</i>	Lamiaceae	Ch	Méd	x				x	x			
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	Alismataceae	Hél	Paléotemp	x	x	x						
<i>Allium chamaemoly</i> L.	Alliaceae	Géo	Méd	x		x				x		
<i>Allium triquetrum</i> L.	Alliaceae	Géo	Méd								x	
<i>Anacyclus clavatus</i> (Desf.) Pers.	Asteraceae	Th	Méd						x			
<i>Andryala integrifolia</i> L.	Asteraceae	Hém	Circumméd	x								
<i>Anisantha madritensis</i> (L.) Nevski	Poaceae	Th	Méd					x				
<i>Anisantha rubens</i> (L.) Nevski	Poaceae	Th	Méd				x	x				x
<i>Arctotheca calendula</i> (L.) Levyns	Asteraceae	Th	Intr		x							
<i>Arenaria cerastioides</i> Poir.	Caryophyllaceae	Th	End Alg-Tun-Mar		x	x					x	
<i>Arisarum vulgare</i> O. Targ. Tozz.	Araceae	Géo	Méd		x	x		x		x		x
<i>Arum italicum</i> Mill.	Araceae	Géo	Eury-Méd			x		x	x			
<i>Asphodelus ramosus</i> L. subsp. <i>ramosus</i>	Asphodelaceae	Géo	Méd	x	x					x	x	
<i>Baldellia ranunculoides</i> (L.) Parl.	Alismataceae	Hydr	Méd-atl		x							
<i>Bartsia trixago</i> L.	Orobanchaceae	Th	Circumméd				x	x			x	x
<i>Bellevalia mauritanica</i> Pomel	Hyacinthaceae	Géo	End Alg-Tun-Mar-Lib							x		
<i>Bellis annua</i> L. subsp. <i>annua</i>	Asteraceae	Th	Méd	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Taxon	Famille	Type biologique	Type chorologique	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
<i>Bellis sylvestris</i> Cirillo	Asteraceae	Hém	Méd	x		x		x				
<i>Beta vulgaris</i> L. subsp. <i>maritima</i> (L.) Arcag.	Amaranthaceae	Hém	Méd			x	x	x				x
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds. subsp. <i>grandiflora</i> (Viv.) Maire	Gentianaceae	Th	Méd	x				x				
<i>Borago officinalis</i> L.	Boraginaceae	Th	Méd					x			x	x
<i>Brassica procumbens</i> (Poir.) O.E. Schulz	Brassicaceae	Hém	End Alg-Tun			x					x	
<i>Brassica rapa</i> L. subsp. <i>campestris</i> (L.) A.R. Clapham	Brassicaceae	Th	Méd								x	
<i>Briza maxima</i> L.	Poaceae	Th	Méd	x			x					x
<i>Briza minor</i> L.	Poaceae	Th	Méd-atl	x		x	x				x	
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	Poaceae	Th	Paléotemp					x		x		
<i>Bunium crassifolium</i> (Batt.) Batt.	Apiaceae	Géo	End Alg-Tun	x				x			x	
<i>Calamintha menthifolia</i> Host	Lamiaceae	Ch	Méd	x								
<i>Calicotome spinosa</i> (L.) Link	Fabaceae	Ph	Méd		x			x				
<i>Calicotome villosa</i> (Poir.) Link	Fabaceae	Ph	Méd	x	x							
<i>Callitriche obtusangula</i> Le Gall	Plantagianaceae	Hydr	Méd-atl		x	x						
<i>Campanula rapunculus</i> L.	Campanulaceae	Hém	Eury-Méd	x								
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik. subsp. <i>bursa-pastoris</i>	Brassicaceae	Th	Cosm		x		x				x	
<i>Cardamine hirsuta</i> L.	Brassicaceae	Th	Subcosm			x	x			x	x	x
<i>Cardamine parviflora</i> L.	Brassicaceae	Hydr	Méd			x						
<i>Carduus macrocephalus</i> Desf.	Asteraceae	Hém	Méd					x				x
<i>Carex pendula</i> Huds.	Cyperaceae	Hém	Paléotemp			x						
<i>Carex remota</i> L.	Cyperaceae	Hém	Méd	x	x	x		x				
<i>Carlina involucrata</i> Poir.	Asteraceae	Hém	Méd			x	x	x	x			x

Taxon	Famille	Type biologique	Type chorologique	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
<i>Carthamus caeruleus</i> L.	Asteraceae	Hém	Méd	x			x	x				
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C.E. Hubb.	Poaceae	Th	Méd		x	x			x		x	x
<i>Centaurea calcitrapa</i> L.	Asteraceae	Hém	Eury-Méd	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Centaurea involucrata</i> Desf.	Asteraceae	Hém	End Alg-Mar				x					
<i>Centaurea napifolia</i> L.	Asteraceae	Hém	Méd			x	x	x				
<i>Centaurea pullata</i> L.	Asteraceae	Hém	Méd				x	x			x	x
<i>Centaurea solstitialis</i> L. subsp. <i>schouwii</i> (DC.) Gugler	Asteraceae	Hém	End Alg-Tun-Itl				x					
<i>Centaurea sphaerocephala</i> L.	Asteraceae	Hém	Méd			x	x	x			x	
<i>Centaurium erythraea</i> Rafn	Gentianaceae	Th	Méd	x								
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	Caryophyllaceae	Th	Cosm			x	x				x	
<i>Cerinthe major</i> L.	Boraginaceae	Th	Méd								x	
<i>Chenopodium album</i> L.	Amaranthaceae	Th	Subcosm			x	x					
<i>Cichorium intybus</i> L. subsp. <i>intybus</i>	Asteraceae	Hém	Eury-Méd	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Cirsium scabrum</i> (Poir.) Bonnet & Barratte	Asteraceae	Hém	Méd								x	
<i>Cistus monspeliensis</i> L.	Cistaceae	Ph	Méd	x	x							
<i>Cistus salviifolius</i> L.	Cistaceae	Ph	Méd	x								
<i>Cladanthus mixtus</i> (L.) Chevall.	Asteraceae	Th	Circumméd			x	x	x	x			
<i>Clinopodium vulgare</i> L.	Lamiaceae	Hém	Holar	x							x	
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Convolvulaceae	Géo	Subcosm			x		x	x			
<i>Convolvulus tricolor</i> L.	Convolvulaceae	Th	Méd				x					
<i>Cotula coronopifolia</i> L.	Asteraceae	Th	Natu	x	x							
<i>Crassula alata</i> (Viv.) A. Berger	Crassulaceae	Th	Méd								x	
<i>Crataegus azarolus</i> L.	Rosaceae	Ph	Circumméd								x	

Taxon	Famille	Type biologique	Type chorologique	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Rosaceae	Ph	Eury-Méd	x				x	x			
<i>Crepis vesicaria</i> L.	Asteraceae	Hém	Eury-Méd	x		x	x	x				
<i>Cuscuta epithymum</i> (L.) L.	Convolvulaceae	Th	Méd	x				x				
<i>Cyclamen africanum</i> Boiss. & Reut.	Primulaceae	Géo	End Alg-Tun-Mar		x							
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Poaceae	Hém	Cosm	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cynoglossum clandestinum</i> Desf.	Boraginaceae	Th	Méd					x				
<i>Cynosurus echinatus</i> L.	Poaceae	Th	Méd-atl				x			x		
<i>Cynosurus polybracteatus</i> Poir.	Poaceae	Th	End Alg-Tun	x	x					x		
<i>Cyperus rotundus</i> L. subsp. <i>rotundus</i>	Cyperaceae	Géo	Trop	x		x		x				
<i>Cytisus monspessulanus</i> L.	Fabaceae	Ph	Méd	x								
<i>Cytisus villosus</i> Pourr.	Fabaceae	Ph	Méd	x							x	
<i>Dactylis glomerata</i> L. subsp. <i>glomerata</i>	Poaceae	Hém	Euras	x	x		x	x			x	
<i>Damasonium alisma</i> Mill. subsp. <i>bourgaei</i> (Coss.) Maire	Alismataceae	Hél	Ibero-Mar		x							
<i>Daphne gnidium</i> L.	Thymelaeaceae	Ph	Méd	x								
<i>Daucus carota</i> L. subsp. <i>maximus</i> (Desf.) Ball	Apiaceae	Hém	Paléotemp									x
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	Poaceae	Th	Subcosm	x								
<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin	Dioscoreaceae	Hém	Méd		x							
<i>Dittrichia graveolens</i> (L.) Greuter	Asteraceae	Th	Eury-Méd	x		x		x				
<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter	Asteraceae	Ph	Méd	x				x				
<i>Drimia numidica</i> (Jord. & Fourr.) J.C. Manning & Goldblatt	Hyacinthaceae	Géo	End Alg-Tun-Esp	x	x							
<i>Ebenus pinnata</i> Aiton	Fabaceae	Hém	End Alg-Tun-Mar-Lib					x				

Taxon	Famille	Type biologique	Type chorologique	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
<i>Echinops bovei</i> Boiss.	Asteraceae	Hém	Méd				x				x	
<i>Echium plantagineum</i> L.	Boraginaceae	Th	Méd					x		x	x	x
<i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.	Equisetaceae	Hém	Trop					x				
<i>Erica arborea</i> L.	Ericaceae	Ph	Méd	x	x							
<i>Erigeron bonariensis</i> L.	Asteraceae	Th	Intr	x								
<i>Erigeron canadensis</i> L.	Asteraceae	Th	Intr	x		x		x				
<i>Erodium malacoides</i> (L.) L'Hér.	Geraniaceae	Hém	Méd					x				
<i>Erodium moschatum</i> (L.) L'Hér.	Geraniaceae	Th	Méd				x				x	
<i>Eryngium campestre</i> L.	Apiaceae	Hém	Méd	x		x	x	x	x		x	
<i>Eryngium pusillum</i> L.	Apiaceae	Hydr	Méd	x	x	x	x	x		x	x	
<i>Eryngium tricuspdatum</i> L. subsp. <i>bovei</i> (Boiss.) Breton	Apiaceae	Hém	End Alg-Tun				x		x		x	x
<i>Eryngium triquetrum</i> Vahl subsp. <i>triquetrum</i>	Apiaceae	Hém	Méd								x	
<i>Euphorbia Helioscopia</i> L. subsp. <i>helioscopia</i>	Euphorbiaceae	Th	Méd	x	x							x
<i>Euphorbia peplus</i> L.	Euphorbiaceae	Th	Eury-Méd								x	
<i>Euphorbia terracina</i> L.	Euphorbiaceae	Ch	Circumméd								x	
<i>Fedia graciliflora</i> Fisch. & C.A. Mey.	Caprifoliaceae	Th	Méd								x	
<i>Filago gallica</i> L.	Asteraceae	Th	Eury-Méd	x		x	x	x	x			
<i>Filago pygmaea</i> L.	Asteraceae	Th	Circumméd				x		x		x	
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl	Oleaceae	Ph	Eury-Méd			x						
<i>Fumaria bastardii</i> Boreau	Papaveraceae	Th	Circumméd								x	
<i>Galactites mutabilis</i> Durieu	Asteraceae	Th	End Alg-Tun	x		x	x	x			x	x
<i>Galactites tomentosus</i> Moench	Asteraceae	Th	Méd	x	x			x				
<i>Galium aparine</i> L.	Rubiaceae	Th	Méd	x	x	x					x	
<i>Galium elongatum</i> C. Presl	Rubiaceae	Hém	Méd		x				x			

Taxon	Famille	Type biologique	Type chorologique	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
<i>Galium mollugo</i> L.	Rubiaceae	Hém	Méd			x					x	
<i>Galium parisiense</i> L.	Rubiaceae	Th	Méd			x			x		x	
<i>Galium tunetanus</i> Lam.	Rubiaceae	Ch	End Alg-Tun								x	
<i>Galium viscosum</i> Vahl subsp. <i>viscosum</i>	Rubiaceae	Th	Ibero-Mar					x				
<i>Geranium atlanticum</i> Boiss.	Geraniaceae	Hém	End Alg-Tun-Mar	x							x	
<i>Geranium dissectum</i> L.	Geraniaceae	Th	Paléotemp				x	x				
<i>Geranium lucidum</i> L.	Geraniaceae	Th	Méd-atl					x				
<i>Geranium molle</i> L.	Geraniaceae	Th	Paléotemp								x	
<i>Geranium robertianum</i> L.	Geraniaceae	Th	Eury-Circumméd	x				x				
<i>Gladiolus dubius</i> Guss.	Iridaceae	Géo	Eury		x							
<i>Glebionis segetum</i> (L.) Fourr.	Asteraceae	Th	Eury-Méd				x			x	x	
<i>Hedysarum coronarium</i> L.	Fabaceae	Hém	Méd					x				
<i>Hedysarum spinosissimum</i> L.	Fabaceae	Th	Méd					x			x	
<i>Heliotropium europaeum</i> L.	Boraginaceae	Th	Méd						x			
<i>Helminthotheca echioides</i> (L.) Holub	Asteraceae	Hém	Circumméd	x		x	x	x		x	x	x
<i>Helosciadium crassipes</i> W.D.J. Koch	Apiaceae	Hydr	End Alg-Tun-Egy	x	x							
<i>Helosciadium nodiflorum</i> (L.) W.D.J. Koch	Apiaceae	Hydr	Paléotemp	x		x			x		x	
<i>Hyacinthoides lingulata</i> (Poir.) Rothm.	Hyacinthaceae	Géo	End Alg-Tun-Mar								x	
<i>Hyoseris radiata</i> L.	Asteraceae	Hém	Méd	x				x		x	x	
<i>Hyoseris scabra</i> L.	Asteraceae	Th	Méd	x					x		x	
<i>Hypericum humifusum</i> L.	Hypericaceae	Hém	Eury-Méd	x	x							

Taxon	Famille	Type biologique	Type chorologique	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
<i>Hypericum montanum</i> L.	Hypericaceae	Hém	Méd	x							x	
<i>Hypericum tomentosum</i> L.	Hypericaceae	Hém	Méd					x			x	
<i>Hypochaeris glabra</i> L.	Asteraceae	Th	Méd		x	x	x					
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Asteraceae	Hém	Eury-Méd	x		x	x		x		x	x
<i>Illecebrum verticillatum</i> L.	Caryophyllaceae	Th	Eury-Méd						x			
<i>Isoetes histrix</i> Durieu ex Bory	Isoetaceae	Hém	Eury-Méd	x	x	x		x	x			
<i>Juncus acutus</i> L.	Juncaceae	Hém	Méd				x	x			x	x
<i>Juncus bufonius</i> L.	Juncaceae	Th	Cosm				x				x	x
<i>Juncus effusus</i> L.	Juncaceae	Hém	Subcosm	x		x	x	x	x	x	x	
<i>Juncus heterophyllus</i> Dufour	Juncaceae	Hydr	Méd	x	x	x						
<i>Juncus tenageia</i> L. f. subsp. <i>tenageia</i>	Juncaceae	Th	Paléotemp		x							
<i>Kickxia commutata</i> (Bernh. ex Rchb.) Fritsch	Plantaginaceae	Th	Méd	x								
<i>Lactuca serriola</i> L.	Asteraceae	Th	Subcosm			x						
<i>Lagurus ovatus</i> L.	Poaceae	Th	Méd-atl		x							
<i>Lamarckia aurea</i> (L.) Moench	Poaceae	Th	Méd				x					
<i>Lamium amplexicaule</i> L.	Lamiaceae	Th	Holar		x						x	
<i>Lemna minor</i> L.	Lemnaceae	Hydr	Subcosm			x	x					x
<i>Leontodon tuberosus</i> L.	Asteraceae	Hém	Méd	x	x			x	x	x	x	
<i>Linaria reflexa</i> (L.) Chaz.	Plantaginaceae	Th	Méd	x					x	x	x	
<i>Linum bienne</i> Mill.	Linaceae	Th	Méd-atl	x				x			x	x
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	Poaceae	Th	Eury-Méd			x						
<i>Lolium perenne</i> L.	Poaceae	Hém	Eury-Méd	x		x	x	x	x	x	x	
<i>Lomelosia stellata</i> (L.) Raf.	Dipsacaceae	Th	Méd					x				
<i>Lotus corniculatus</i> L. subsp. <i>corniculatus</i>	Fabaceae	Th	Eury-Méd	x		x	x	x	x	x	x	x

Taxon	Famille	Type biologique	Type chorologique	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
<i>Lotus corniculatus</i> L. subsp. <i>preslii</i> (Ten.) P. Fourn.	Fabaceae	Th	Eury-Méd	x	x							
<i>Lotus parviflorus</i> Desf.	Fabaceae	Th	Méd			x						
<i>Lotus subbiflorus</i> Lag.	Fabaceae	Th	Méd-atl	x			x	x			x	
<i>Lupinus micranthus</i> Guss.	Fabaceae	Th	Circumméd	x								
<i>Luzula multiflora</i> (Ehrh.) Lej.	Juncaceae	Hém	Méd	x								
<i>Lycopus europaeus</i> L.	Lamiaceae	Hém	Eury-Méd		x							
<i>Lysimachia arvensis</i> (L.) U. Manns & Anderb.	Primulaceae	Th	Méd	x		x		x	x			
<i>Lysimachia monelli</i> (L.) U. Manns & Anderb.	Primulaceae	Hém	Méd		x				x			
<i>Lythrum junceum</i> Banks & Sol.	Lythraceae	Géo	Méd	x		x		x				
<i>Malva neglecta</i> Wallr.	Malvaceae	Th	Paléotemp					x				
<i>Malva sylvestris</i> L.	Malvaceae	Hém	Paléotemp			x					x	x
<i>Malva trimestris</i> (L.) Salisb.	Malvaceae	Hém	Eury-Méd				x		x			
<i>Marrubium vulgare</i> L.	Lamiaceae	Ch	Euras				x	x				
<i>Medicago arabica</i> (L.) Huds.	Fabaceae	Th	Eury-Méd	x		x	x	x			x	x
<i>Medicago intertexta</i> (L.) Mill.	Fabaceae	Th	Méd					x				
<i>Medicago murex</i> Willd.	Fabaceae	Th	Méd	x	x	x	x	x				x
<i>Medicago orbicularis</i> (L.) Bartal.	Fabaceae	Th	Eury-Méd			x						
<i>Medicago polymorpha</i> L.	Fabaceae	Th	Subcosm			x		x	x	x	x	x
<i>Medicago sativa</i> L.	Fabaceae	Hém	Cult			x						
<i>Medicago truncatula</i> Gaertn.	Fabaceae	Th	Méd			x			x		x	
<i>Melilotus indicus</i> (L.) All.	Fabaceae	Th	Paléotemp	x		x						x
<i>Mentha aquatica</i> L.	Lamiaceae	Hém	Subcosm	x		x		x		x		
<i>Mentha pulegium</i> L.	Lamiaceae	Hém	Eury-Méd	x	x	x	x	x	x		x	x
<i>Micromeria graeca</i> (L.) Benth. ex Rchb.	Lamiaceae	Ch	Méd				x	x				

Taxon	Famille	Type biologique	Type chorologique	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
<i>Molineriella minuta</i> (L.) Rouy	Poaceae	Th	Méd	x								
<i>Moraea sisyrinchium</i> (L.) Ker Gawl.	Iridaceae	Géo	Méd								x	
<i>Myosotis discolor</i> Pers.	Boraginaceae	Th	Méd	x							x	
<i>Myrtus communis</i> L.	Myrtaceae	Ph	Méd	x	x							
<i>Narcissus tazetta</i> L.	Amaryllidaceae	Géo	Méd							x	x	
<i>Nasturtium officinale</i> R. Br.	Brassicaceae	Hydr	Méd			x						
<i>Nerium oleander</i> L.	Apocynaceae	Ph	Méd					x				x
<i>Nigella sativa</i> L.	Ranunculaceae	Th	Méd				x					
<i>Oenanthe globulosa</i> L.	Apiaceae	Géo	Méd	x		x		x	x		x	
<i>Oenanthe virgata</i> Poir.	Apiaceae	Hydr	End Alg-Tun-Mar		x	x					x	
<i>Olea europaea</i> L.	Oleaceae	Ph	Méd					x				
<i>Oncostema elongata</i> (Parl.) Speta	Hyacinthaceae	Géo	Méd								x	x
<i>Ononis hispida</i> Desf.	Fabaceae	Ch	Méd					x				
<i>Ophrys tenthredinifera</i> Willd. subsp. <i>tenthredinifera</i>	Orchidaceae	Géo	Méd	x								
<i>Orchis italica</i> Poir.	Orchidaceae	Géo	Circumméd					x				
<i>Origanum vulgare</i> L. subsp. <i>glandulosum</i> (Desf.) Ietsw.	Lamiaceae	Ch	End Alg-Tun								x	
<i>Ornithopus compressus</i> L.	Fabaceae	Th	Méd									x
<i>Oxalis corniculata</i> L. subsp. <i>corniculata</i>	Oxalidaceae	Géo	Cosm		x							
<i>Oxalis pes-caprae</i> L.	Oxalidaceae	Géo	Intr									x
<i>Pallenis spinosa</i> (L.) Cass.	Asteraceae	Th	Circumméd				x					
<i>Panicum repens</i> L.	Poaceae	Hém	Méd	x	x	x		x	x		x	
<i>Paronychia arabica</i> (L.) DC.	Caryophyllaceae	Hém	Méd				x	x				
<i>Paronychia argentea</i> Lam.	Caryophyllaceae	Hém	Méd						x	x	x	

Taxon	Famille	Types biologiques	Types chorologiques	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
<i>Patzkea coerulescens</i> (Desf.) H. Scholz	Poaceae	Hém	Méd			x		x				
<i>Phelipanche nana</i> (Noë ex Rchb. f.) Soják	Orobanchaceae	Th	Méd	x								
<i>Phillyrea latifolia</i> L.	Oleaceae	Ph	Méd	x								
<i>Phleum pratense</i> L.	Poaceae	Th	Méd	x								
<i>Phlomis bovei</i> de Noé	Lamiaceae	Ch	End Alg-Tun-Mar								x	
<i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene	Verbenaceae	Hém	Holar	x								
<i>Pimpinella lutea</i> Desf.	Apiaceae	Ch	Méd	x							x	
<i>Piptatherum miliaceum</i> (L.) Coss.	Poaceae	Hém	Circumméd	x								
<i>Pistacia lentiscus</i> L.	Anacardiaceae	Ph	Méd					x				
<i>Plantago afra</i> L.	Plantaginaceae	Th	Paléotemp				x	x		x		
<i>Plantago albicans</i> L.	Plantaginaceae	Hém	Méd				x	x				
<i>Plantago lagopus</i> L.	Plantaginaceae	Th	Méd	x		x	x	x			x	x
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Plantaginaceae	Hém	Paléotemp	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Plantago major</i> L.	Plantaginaceae	Hém	Holar	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Plantago ovata</i> Forssk.	Plantaginaceae	Th	Méd			x						
<i>Plantago serraria</i> L.	Plantaginaceae	Hém	Méd	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Plumbago europaea</i> L.	Plumbaginaceae	Ch	Méd									x
<i>Poa annua</i> L. subsp. <i>annua</i>	Poaceae	Th	Cosm	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Poa bulbosa</i> L.	Poaceae	Hém	Euras	x		x						
<i>Poa trivialis</i> L.	Poaceae	Hém	Euras			x			x		x	
<i>Polygonum aviculare</i> L.	Polygonaceae	Th	Cosmop			x	x	x		x		x
<i>Populus alba</i> L.	Salicaceae	Ph	Paléotemp			x						
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Portulacaceae	Th	Subcosm	x		x	x	x		x	x	x

Taxon	Famille	Type biologique	Type chorologique	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
<i>Potentilla reptans</i> L.	Rosaceae	Hém	Euras								x	
<i>Prunella vulgaris</i> L.	Lamiaceae	Hém	Holar	x	x							
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	Dennstaedtiaceae	Géo	Cosm		x							
<i>Pulicaria odora</i> (L.) Rchb.	Asteraceae	Hém	Méd				x				x	
<i>Pycreus flavescens</i> (L.) P. Beauv. ex Rchb. subsp. <i>flavescens</i>	Cyperaceae	Hém	Méd			x						
<i>Quercus suber</i> L.	Fagaceae	Ph	Méd-atl	x	x							
<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	Ranunculaceae	Hydr	Paléotemp	x	x	x				x		
<i>Ranunculus arvensis</i> L.	Ranunculaceae	Th	Paléotemp			x						
<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	Ranunculaceae	Géo	Méd			x						
<i>Ranunculus bullatus</i> L.	Ranunculaceae	Géo	Méd			x					x	
<i>Ranunculus macrophyllus</i> Desf.	Ranunculaceae	Géo	Méd	x		x	x		x	x	x	x
<i>Ranunculus muricatus</i> L.	Ranunculaceae	Th	Méd	x	x	x						
<i>Ranunculus repens</i> L.	Ranunculaceae	Géo	Holar			x						
<i>Ranunculus sardous</i> Crantz	Ranunculaceae	Th	Méd		x	x					x	
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	Ranunculaceae	Hydr	Méd	x		x					x	
<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	Brassicaceae	Th	Circumméd								x	
<i>Reichardia picroides</i> (L.) Roth	Asteraceae	Hém	Méd	x	x		x	x				
<i>Reichardia tingitana</i> (L.) Roth	Asteraceae	Th	Méd				x					
<i>Reseda alba</i> L.	Resedaceae	Th	Circumméd					x				
<i>Rhaponticum acaule</i> (L.) DC.	Asteraceae	Hém	Subend Tyrrh								x	
<i>Romulea bulbocodium</i> (L.) Sebast. & Mauri subsp. <i>bulbocodium</i>	Iridaceae	Géo	Méd						x			
<i>Romulea ligustica</i> Parl.	Iridaceae	Géo	Méd	x								

Taxon	Famille	Type biologique	Type chorologique	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
<i>Romulea ramiflora</i> Ten.	Iridaceae	Géo	Méd	x								
<i>Rostraria cristata</i> (L.) Tzvelev	Poaceae	Th	Subcosm	x				x	x			x
<i>Rubus incanescens</i> (DC.) Bertol.	Rosaceae	Ph	Méd	x								
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	Rosaceae	Ph	Eury-Méd	x	x	x					x	
<i>Rumex bucephalophorus</i> L.	Polygonaceae	Th	Méd		x			x				
<i>Rumex conglomeratus</i> Murray	Polygonaceae	Hém	Euras-Méd	x		x	x					
<i>Rumex pulcher</i> L.	Polygonaceae	Hém	Eury-Méd	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Salvia verbenaca</i> L.	Lamiaceae	Hém	Méd-atl				x	x				
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	Rosaceae	Hém	Méd	x				x	x	x	x	
<i>Sanicula europaea</i> L.	Apiaceae	Géo	Euras	x								
<i>Scrophularia laevigata</i> Vahl subsp. <i>laevigata</i>	Scrophulariaceae	Hém	SubEnd Alg-Tun-Mar	x	x							
<i>Scrophularia tenuipes</i> Coss. & Durieu ex Coss.	Scrophulariaceae	Hém	End Alg-Tun	x	x							
<i>Schoenus nigricans</i> L.	Cyperaceae	Hém	Subcosm		x			x	x			
<i>Scolymus hispanicus</i> L.	Asteraceae	Hém	Circumméd	x		x		x			x	
<i>Scorpiurus muricatus</i> L. subsp. <i>muricatus</i>	Fabaceae	Th	Eury-Méd	x				x				
<i>Senecio vulgaris</i> L.	Asteraceae	Th	Subcosm								x	
<i>Serapias lingua</i> L. subsp. <i>stenopetala</i> (Maire & T. Stephenson) Maire & Weiller	Orchidaceae	Géo	End Alg-Tun		x							
<i>Serapias parviflora</i> Parl.	Orchidaceae	Géo	Méd		x							
<i>Serapias strictiflora</i> Welw. ex Veiga	Orchidaceae	Géo	Méd	x	x							
<i>Sherardia arvensis</i> L.	Rubiaceae	Th	Eury-Méd	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Silene coelirosa</i> (L.) Godr.	Caryophyllaceae	Th	Méd	x	x	x						
<i>Silene colorata</i> Poir.	Caryophyllaceae	Th	Eury-Méd			x					x	

Taxon	Famille	Type biologique	Type chorologique	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
<i>Silene fuscata</i> Link ex Brot.	Caryophyllaceae	Th	Méd	x								
<i>Silene gallica</i> L.	Caryophyllaceae	Th	Subcosm	x								
<i>Silene laeta</i> (Aiton) A. Braun	Caryophyllaceae	Géo	Circumméd		x							
<i>Silene neglecta</i> Ten.	Caryophyllaceae	Th	Méd				x					x
<i>Silene nocturna</i> L.	Caryophyllaceae	Th	Paléotemp				x					x
<i>Silene scabrada</i> Soy.-Will. & Godr.	Caryophyllaceae	Th	End Alg								x	
<i>Silybum marianum</i> (L.) Gaertn.	Asteraceae	Hém	Méd			x						
<i>Sisymbrium irio</i> L.	Brassicaceae	Th	Paléotemp					x	x	x	x	x
<i>Sixalix atropurpurea</i> (L.) Greuter & Burdet	Dipsacaceae	Hém	Méd								x	
<i>Smilax aspera</i> L.	Smilacaceae	Ph	Circumméd	x	x							
<i>Solanum linnaeanum</i> Hepper & P.-M. L. Jaeger	Solanaceae	Ph	Trop		x							
<i>Solanum nigrum</i> L.	Solanaceae	Th	Cosm	x								
<i>Solenopsis bicolor</i> (Batt.) Greuter & Burdet	Campanulaceae	Th	End Alg-Tun		x							
<i>Solenopsis laurentia</i> (L.) C. Presl	Campanulaceae	Th	Circumméd		x							
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	Asteraceae	Th	Cosm				x	x		x	x	
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Asteraceae	Th	Cosm	x		x	x	x	x		x	
<i>Sonchus tenerrimus</i> L. subsp. <i>tenerrimus</i>	Asteraceae	Hém	Cosm				x					
<i>Stachys duriaei</i> de Noé	Lamiaceae	Th	End Alg-Tun					x				
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	Caryophyllaceae	Th	Subcosm				x					
<i>Tamarix gallica</i> L.	Tamaricaceae	Ph	Méd					x				
<i>Tetragonolobus biflorus</i> (Desr.) DC.	Fabaceae	Th	Méd					x				
<i>Tetragonolobus purpureus</i> Moench	Fabaceae	Th	Méd				x					
<i>Teucrium polium</i> L.	Lamiaceae	Ch	Méd				x					
<i>Thapsia garganica</i> L.	Apiaceae	Hém	Méd			x	x				x	

Taxon	Famille	Type biologique	Type chorologique	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
<i>Thymus munbyanus</i> Boiss. & Reut. subsp. <i>coloratus</i> (Boiss. & Reut.) Greuter & Burdet	Lamiaceae	Ch	End Alg-Tun-Mar						x			
<i>Torilis arvensis</i> (Huds.) Link	Apiaceae	Th	Eury-Méd	x				x	x		x	
<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn.	Apiaceae	Th	Paléotemp				x	x			x	
<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn. subsp. <i>webbii</i> (Jury) Kerguelen	Apiaceae	Th	Circumméd			x		x				
<i>Trifolium angustifolium</i> L.	Fabaceae	Th	Méd	x			x	x			x	
<i>Trifolium arvense</i> L.	Fabaceae	Th	Paléotemp	x	x	x	x	x		x	x	
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	Fabaceae	Th	Paléotemp	x		x	x	x				
<i>Trifolium glomeratum</i> L.	Fabaceae	Th	Paléotemp	x			x		x			
<i>Trifolium ligusticum</i> Loisel.	Fabaceae	Th	Méd	x			x	x	x			x
<i>Trifolium pratense</i> L.	Fabaceae	Hém	Paléotemp	x		x		x			x	
<i>Trifolium repens</i> L.	Fabaceae	Hém	Paléotemp	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Trifolium resupinatum</i> L.	Fabaceae	Th	Méd				x					
<i>Trifolium stellatum</i> L.	Fabaceae	Th	Méd			x		x	x			
<i>Trifolium tomentosum</i> L.	Fabaceae	Th	Méd				x				x	x
<i>Typha domingensis</i> Pers.	Typhaceae	Hél	Subcosm			x	x					
<i>Umbilicus rupestris</i> (Salisb.) Dandy	Crassulaceae	Géo	Méd-atl		x							
<i>Urospermum dalechampii</i> (L.) F.W. Schmidt	Asteraceae	Hém	Méd	x							x	
<i>Verbascum sinuatum</i> L.	Scrophulariaceae	Hém	Circumméd				x	x			x	x
<i>Verbena officinalis</i> L.	Verbenaceae	Hém	Holar	x	x	x						
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L. subsp. <i>anagallis-aquatica</i>	Plantaginaceae	Hél	Subcosm		x	x						
<i>Vicia altissima</i> Desf.	Fabaceae	Hém	Méd	x		x		x			x	
<i>Vulpia myuros</i> (L.) C.C. Gmel.	Poaceae	Th	Subcosm					x				

Taxon	Famille	Type biologique	Type chorologique	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
<i>Xanthium strumarium</i> L.	Asteraceae	Th	Intr		x							

Th : thérophytes, Hém : hémicryptophytes, Géo : géophytes, Ph : phanérophytes, Hydr : hydrophytes, Ch : chamaephytes, Hél : héliophytes. Méd : Méditerranéen, Eury-Méd : Eury-méditerranéen, Méd-atl : méditerranéen-atlantique, Circumméd : Circumméditerranéen, Eury-Circumméd : Eury-Circumméditerranéen, Cosm : Cosmopolite, Subcosm : Subcosmopolite, Trop : Tropical, Euras : Eurasien, Holar : Holarctique, Paléotemp : Paléotempéré, Intr : Introduite, Natur : Naturalisée, Cult : Cultivée, End : Endémique, Subend : Subendémique. Alg : Algérienne, Tun : Tunisienne, Mar : Marocaine, Lib : Libyenne, Ital : Italienne, Esp : Espagnole, Egy : Egyptienne, Ibero-Mar : Ibero-marocaine, Tyrrh : Tyrrhénienne, X : présente.

I.2.5. Diversité biologique

En ce qui concerne les types biologiques dominants présentées dans la figure 17, les thérophytes émergent comme les plus abondants, comprenant 137 taxons (43,22%). Les hémicryptophytes sont assez bien représentés avec 91 taxons (28,71%), suivis des géophytes, des phanérophytes, des hydrophytes et des chamaephytes avec respectivement 36 (11,36%), 24 (7,57%), 13 (4,42%) et 13 (4,10%). Seules 4 espèces (1,26%) d'hélophytes sont présentes, ce qui indique une représentation très faible. Cette composition floristique englobe des espèces transgressives provenant de divers environnements :

1. Les espèces forestières, telles que *Quercus suber* L. (Fig. 18, a), *Erica arborea* L. (Fig. 18, b), *Myrtus communis* L. (Fig. 18, c), *Pistacia lentiscus* L. (Fig. 18, d), *Cytisus villosus* Pourr., *Crataegus monogyna* Jacq. et *Olea europaea* L.
2. Les espèces de pelouse, comprenant à la fois des espèces de plans d'eau temporaires (*Typha domingensis* Pers. (Fig. 18, e) *Isoetes histrix* Durieu ex Bory. (Fig. 18, f), *Cyperus rotundus* L. subsp. *rotundus*, *Silene laeta* (Aiton) Godr., *Potentilla reptans* L. et *Illecebrum verticillatum* L.) et des espèces de pelouse thérophytique (*Geranium dissectum* L. (Fig. 18, g), *Medicago murex* Willd. (Fig. 18, h), *Catapodium rigidum* (L.) C.E. Hubb., *Cerastium glomeratum* Thuill., *Ranunculus muricatus* L., *Trifolium arvense* L., *Plantago lanceolata* L. et *Stellaria media* (L.) Vill.).
3. Les espèces hydrophytes, telles que *Alisma plantago-aquatica* L. (Fig. 18, i), *Ranunculus aquatilis* L. (Fig. 18, j), *Lemna minor* L. (Fig. 18, q) et *Callitriche obtusangula* Le Gall.
4. Les espèces hygrophytes, telles que *Cardamine hirsuta* L. (Fig. 18, l), *Schoenus nigricans* L. (Fig. 18, m), *Mentha aquatica* L. (Fig. 18, n), *Lythrum junceum* Banks & Sol. (Fig. 18, o), *Nasturtium officinale* R. Br., *Juncus bufonius* L., *Cotula coronopifolia* L. et *Mentha pulegium* L.

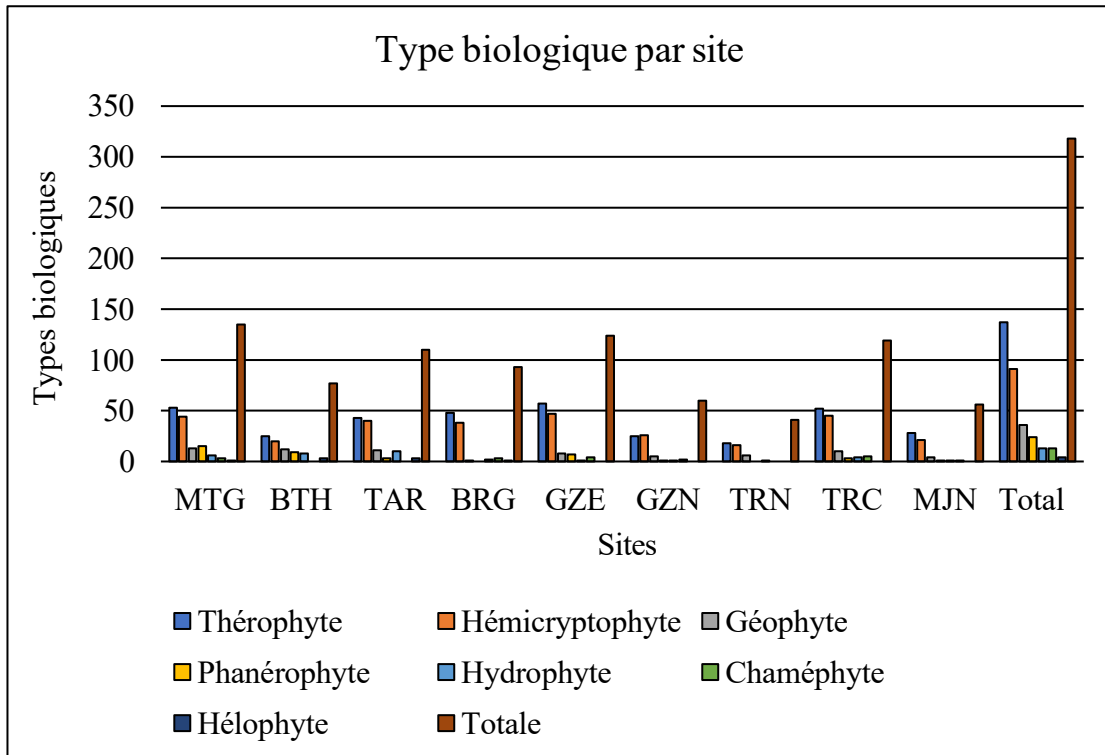


Figure 17 : Types biologiques par site



Figure 18 : Photos de la composition floristique de divers environnements de notre région d'étude. D'espèces forestières : *Quercus suber* L. (a), *Erica arborea* L. (b), *Myrtus communis* L. (c), *Pistacia lentiscus* L. (d) (Cliché HAMMANA C. 2019-2022)



Figure 18 : Photos de la composition floristique de divers environnements de notre région d'étude. d'espèces de pelouse : *Typha domingensis* Pers. (e) *Isoetes histrix* Durieu ex Bory. (f), *Geranium dissectum* L. (g), *Medicago murex* Willd. (h) (Cliché HAMMANA C. 2019-2022)



Figure 18 : Photos de la composition floristique de divers environnements de notre région d'étude. d'espèces hydrophytes : *Alisma plantago-aquatica* L. (i), *Ranunculus aquatilis* L. (j), *Lemna minor* L. (q) (Cliché HAMMANA C. 2019-2022)



Figure 18 : Photos de la composition floristique de divers environnements de notre région d'étude. d'espèces hygrophytes : *Cardamine hirsuta* L. (l), *Schoenus nigricans* L. (m), *Mentha aquatica* L. (n), *Lythrum junceum* Banks & Sol. (o) (Cliché HAMMANA C. 2019-2022)

I.2.6. Typologie des mares

I.2.6.1. Mare à *Juncus*

I.2.6.1.1. Mare à *Juncus heterophyllus* Dufour

La mare El-Matlegue présente un intérêt particulier en raison de son endémisme, de son emplacement dans l'étage bioclimatique humide et de sa végétation caractéristique de la Numidie. Avec une profondeur variant de 51 à 75 cm, son niveau d'eau dépend entièrement des précipitations et peut résister jusqu'à 6 mois par an. Située à une altitude de 953 m, cette mare mesure 27 m de long sur 15 m de large et bénéficie d'une protection nationale. Sa végétation hydrophile est particulièrement riche, comprenant des espèces telles que *Quercus suber* L., *Erica arborea* L., *Erigeron bonariensis* L., *Erigeron canadensis* L., *Cistus monspeliensis* L., *Cistus salviifolius* L., *Achyrophorus valdesii* J.M. Jiménez, M. Ángeles & al., *Ranunculus aquatilis* L., *Ranunculus arvensis* L., *Alisma plantago-aquatica* L., *Plantago lanceolata* L., *Plantago major* L., *Plantago lagopus* L., *Bellis annua* L. subsp. *annua*, *Asphodelus ramosus* L. subsp. *ramosus*. D'autre part, du côté opposé, on trouve les mêmes espèces ainsi que *Myrtus communis* L., *Rubus incanescens* (DC.) Bertol., *Rubus ulmifolius* Schott., *Oenanthe globulosa* L., *Juncus effusus* L., *Juncus heterophyllus* Dufour et *Carex remota* L. (Fig. 19).



Figure 19 : Photo de la mare El-Matlegue à *Juncus heterophyllus* Dufour (a : côté Sud de la mare, b : l'espèce dans le côté Sud-Ouest de la mare) (Cliché HAMMANA C. 23/05/2021)

I.2.6.1.2. Mare à *Juncus effusus* L.

Située à une altitude de 720 m au-dessus du niveau de la mer, cette mare de Guelta Zarga Effusus, malgré sa faible profondeur, mesure 51 m de long sur 46 m de large. Influencée par les précipitations, elle abrite une flore reconnaissable comprenant notamment *Olea europaea* L.,

Oenanthe globulosa L. *Arisarum vulgare* O. Targ. Tozz., *Arum italicum* Mill. *Bellis annua* L. subsp. *annua*, *Bellis sylvestris* Cirillo, *Borago officinalis* L., *Bromus hordeaceus* L., *Carex remota* L., *Cichorium intybus* L. subsp. *intybus*, *Dittrichia graveolens* (L.) Greuter, *Eryngium campestre* L., *Eryngium pusillum* L., *Juncus effusus* L., *Sherardia arvensis* L. *Plantago lanceolata* L. et *Plantago major* L. (Fig. 20).



Figure 20 : Photo de la mare Guelta Zarga à *Juncus effusus* L. (a : côté Nord-Ouest de la mare, b : l'espèce dans le côté ouest de la mare) (Cliché HAMMANA C. 18/01/2022)

I.2.6.1.3. Mare à *Juncus bufonius* L

À une altitude dépassant 1090 m au-dessus du niveau de la mer et avec une petite superficie ainsi qu'une profondeur de 51 à 75 cm, cette mare de Taya Rocaille, drainée par une source permanente, mesure 11 m de long sur 3 m de large. Elle est couverte d'une végétation verdoyante, ce qui nous permet de la détecter facilement, notamment des *Juncus acutus* L., *Juncus bufonius* L., *Juncus effusus* L., *Poa annua* L. subsp. *annua*, *Lamium amplexicaule* L., *Lolium perenne* L. et *Lotus corniculatus* L. subsp. *corniculatus* (Fig. 21).



Figure 21 : Photo de la mare Taya Rocaille à *Juncus bufonius* L. (a : côté est de la mare, b : l'espèce dans le côté Nord de la mare) (Cliché HAMMANA C. 15/03/2021)

I.2.6.2. Mares à végétation herbacées

A une altitude de 502m à 853m, Un ensemble de quatre mares de BTH, TAR, BRG et MJN couvrant une superficie de 1906 m² à 6824 m² et une profondeur considérable de 30 à plus de 100 cm. Dans l'étage bioclimatique humide de la Numidie, BTH se distingue par sa vaste superficie et sa faible profondeur, ce qui limite sa capacité à retenir l'eau, principalement alimentée par les précipitations. Tandis que, dans l'étage bioclimatique semi-aride des hautes plateaux constantinois, TAR et BRG dépendant principalement des précipitations et de l'écoulement d'eau. Cependant, dans l'étage bioclimatique subhumide de Tell Constantinois, la MJN alimenté principalement par les précipitations est classée comme la deuxième mare presque permanente, avec une moyenne de 10 mois d'eau par an, juste après la deuxième mare de Lac Burgas dont la profondeur atteint 76 à 100 m. La végétation herbacée, notamment une variété de *Juncus effusus* L., *Isoetes histrix* Bory, *Alisma plantago-aquatica* L., *Ranunculus aquatilis* L., *Ranunculus arvensis* L. *Oenanthe virgata* Poir., *Portulaca oleracea* L., *Bellis annua* L. subsp. *annua*, , *Juncus tenageia* L. f. subsp. *tenageia* et *Asphodelus ramosus* L. subsp. *ramosus*. discernable à l'œil nu (Fig. 22, a) caractérisent la mare de BTH . Par ailleurs, des herbes hydrophiles telles que *Portulaca oleracea* L., *Bellis annua* L. subsp. *annua*, *Bellis sylvestris* Cirillo, *Cardamine parviflora* L. avec des touffes de pois qui l'entourent (Fig. 22, b) se trouve évidemment dans TAR. Cependant, l'intensité élevée du surpâturage favorise généralement la propagation d'espèces indicatrices telles que : *Carthamus caeruleus* L., *Centaurea calcitrapa* L., *Centaurea involucrata* Desf., *Centaurea napifolia* L., *Centaurea*

pullata L., *Centaurea solstitialis* L. subsp. *schouwii* (DC.) Gugler, *Centaurea sphaerocephala* L., *Chenopodium album* L. (Fig. 22, c) au sein de la mare BRG. La couleur blanchâtre observée sur les bordures de la mare Madjen Belahriti correspond bien à la précipitation des sels minéraux lors du retrait de l'eau, pendant la phase d'assèchement, tandis que la présence de taxons amphibies comme (*Rumex pulcher* L., *Anisantha rubens* (L.) Nevski, *Bartsia trixago* L., *Beta vulgaris* L. subsp. *maritima* (L.) Arcag., *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Daucus carota* L. subsp. *maximus* (Desf.) Ball, *Euphorbia helioscopia* L. subsp. *helioscopia*, *Eryngium tricuspdatum* L. subsp. *bovei* (Boiss.) Breton, *Lotus corniculatus* L. subsp. *corniculatus* et les genres de *Medicago* et *Trifolium*) avec leur couleur entre le rouge et le marron, témoigne de la forte teneur en sel dans l'eau (Fig. 22, d).



Figure 22 : Photo des mares à végétation herbacées. (a : côté Sud de la mare d'El -Batha, b : côté Nord-Ouest du Troisième mare de Taoura, c: côté Nord-Est de la deuxième mare de Lac Burgas, d : côté ouest de Madjen Belahriti) (Cliché HAMMANA C. 2020-2023).

I.2.6.3. Mares à *Typha domingensis* Pers

À une altitude comprise entre 835 et 854 m, on trouve des points d'eau caractéristiques des deux premières mares de Taoura (Fig. 23, a) et de la deuxième mare de Lac Burgas (Fig. 23, b). Elles se situent dans un bioclimat semi-aride, avec une superficie totale d'environ 18195 m² et une profondeur atteignant 51 à 100 cm. En raison du niveau élevé de pollution hydro-pédologique qu'elles subissent, elles abritent une végétation identifiable à l'œil nu, comprenant *Typha domingensis* Pers, *Cardamine hirsuta* L., *Portulaca oleracea* L., *Bellis annua* L. subsp. *annua*, *Bellis sylvestris* Cirillo, *Thapsia garganica* L., *Helminthotheca echioides* (L.) Holub, *Isoetes histrix* Durieu ex Bory et *Juncus effusus* L. (Fig. 23).



Figure 23 : Photo des mares *Typha domingensis* Pers. (côté est de : a : la mare Taoura, b : Lac Burgas) (Cliché HAMMANA C. 04/01/2022)

I.2.6.4. Mare à *Schoenus nigricans* L.

À une altitude de 744 m au-dessus du niveau de la mer, cette mare de Guelta Zarga Nigricans, d'une profondeur comprise entre 51 et 75 cm, s'étend sur une superficie de 54 m² de long sur 41 m de large. Elle reste inondée pendant six mois par an et est entièrement recouverte *Isoetes histrix* Durieu ex Bory, *Juncus effusus* L., *Panicum repens* L. et *Illecebrum verticillatum* L. dont la couleur verte la rend visible même à une distance de 2 km, malgré sa petite taille (Fig. 24).



Figure 24: Photo la mare Guelta Zarga Nigricans à *Schoenus nigricans* L. (a : côté Nord de la mare, b : l'espèce dans le centre de la mare) (Cliché HAMMANA C. 28/05/2021)

I.2.6.5. Mare à *Ranunculus aquatilis* L.

Une mare représentative de la zone humide de Taya Ranuncule, située à une altitude de 942 m, se trouve dans un étage bioclimatique subhumide de la wilaya de Guelma. Avec une superficie de 386 m² et une profondeur de 51 à 75 cm, elle mesure 19 mètres de long sur 15 mètres de large. Les espèces que l'on peut facilement détecter sont, par exemple : *Bromus hordeaceus* L., *Asphodelus ramosus* L. subsp. *ramosus*, *Bellevialia mauritanica* Pomel, *Cichorium intybus* L. subsp. *intybus*, *Echium plantagineum* L., *Eryngium pusillum* L. et *Juncus effusus* L. (Fig. 25).



Figure 25 : Photo de la mare Taya Renoncule à *Ranunculus aquatilis* L. (a : côté Sud de la mare, b : l'espèce dans côté ouest de la mare) (Cliché HAMMANA C. 15/03/2021)

I.2.7. Diversité biogéographique

Les 317 taxons identifiés peuvent être regroupés en 5 ensembles selon leur biogéographie (Tab. 8, Fig. 26) dont l'ensemble méditerranéen représente deux tiers du totale. Différentes espèces peuvent être retrouvées dans plus d'une mare :

1. L'ensemble méditerranéen : le groupe le plus nombreux avec 210 taxons (66,25%), dont 165 correspondent à des éléments strictement méditerranéens, 34 à des éléments connecteurs eury-méditerranéens et 11 à des éléments connecteurs méditerranéo-atlantiques. Dans ce groupe, les familles les plus riches sont bien représentées, telles que les *Fabaceae* et les *Poaceae*, avec respectivement 26 et 15 taxons, comparés aux 31 taxons de la famille des *Asteraceae*.
2. L'ensemble à large distribution : Dans cette classification, on trouve 31 taxons, constituant 9,78% de la flore étudiée. Parmi eux, 12 sont des taxons cosmopolites et 19 sont des taxons subcosmopolites.
3. L'ensemble holarctique : ces espèces représentent 12,93% (41 taxons) de la flore totale. L'élément paléotempéré, avec 24 taxons, est suivi par l'élément holarctique avec 8 taxons ; 6 taxons sont eurasiens et enfin, 3 taxons sont originaires des tropiques.
4. L'ensemble des espèces introduites : 2,21% appartiennent à ce groupe, totalisant 7 espèces, dont 5 sont répertoriées comme des espèces introduites, une comme naturalisée et une autre comme cultivée.
5. L'ensemble des espèces endémiques : 28 taxons endémiques régionaux sont présents dans les mares étudiés, représentant 8,83% du total. Avec 11 espèces, soit 42,3% de la flore endémique de la région, les taxons endémiques algéro-tunisiens sont les plus abondants. Les familles *Apiaceae*, *Asteraceae* et *Lamiaceae* ont la meilleure représentation avec 4 taxons chacune, suivies par les *Hyacinthaceae* avec 3 espèces endémiques. Neuf familles sont identifiées avec un seul taxon endémique.

Tableau 8 : Distribution d'abondance taxonomique par groupe chorologique dans les sites d'étude

Types chorologiques	MTG	BTH	TAR	BRG	GZE	GZN	TRN	TRC	MJN
Méditerranéen	96	46	69	60	88	43	23	79	34
Large répartition	10	7	16	16	13	8	9	11	10
Holarctique	19	11	19	13	17	7	7	15	9
Espèces introduites	3	3	2	0	1	0	0	0	1
Espèces endémiques	7	10	4	4	5	2	2	12	2

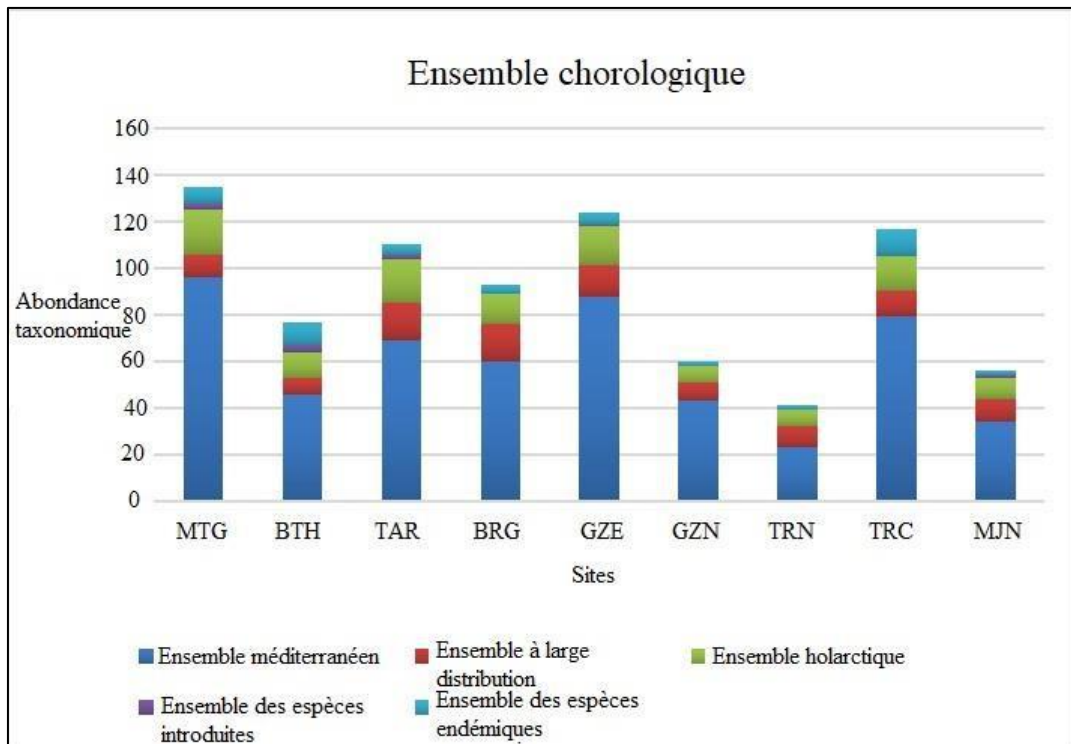


Figure 26 : Abondance taxonomique par ensemble chorologique au sein de chaque site

I.2.8. Taxons patrimoniaux

La flore rare dans la zone d'étude comprend 16 taxons, dont quatre ont des statuts variables sur la liste rouge de l'Union internationale pour la Conservation de la Nature (UICN, 2025) : *Serapias lingua* L. subsp. *stenopetala* (Maire & T. Stephenson) Maire & Weiller est classée comme En danger critique, tandis que *Juncus heterophyllus* L. M. Dufour, *Scrophularia tenuipes* Coss. & Durieu ex Coss. et *Solenopsis bicolor* (Batt.) Greuter & Burdet sont des espèces quasi-menacées. Il y a 28 endémiques ou sous-endémiques dans les neuf zones humides échantillonnées, notamment ceux indigènes à la Tunisie (11 taxons, endémique algéro-tunisiens et au Maroc (7 taxons, algéro-tuniso-marocains). Toutes les espèces rares n'ont pas la même valeur patrimoniale, certaines étant à la fois endémiques et rares, telles que *Bunium crassifolium* (Batt.) Batt., *Helosciadium crassipes* W.D.J. Koch, *Phlomis bovei* de Noé et *Scrophularia tenuipes* Coss. & Durieu ex Coss, mettent en évidence la relation étroite entre la rareté et l'endémisme. Dans le sens le plus large, près de la moitié de tous les taxons endémiques sont rares. Sept taxons endémiques sont identifiés comme largement dispersés sur le territoire national, par exemple : *Cyclamen africanum* Boiss. & Reut., *Drimia numidica* (Jord. & Fourr.) J.C. Manning & Goldblatt, *Oenanthe virgata* Poir. et *Origanum vulgare* L. subsp. *glandulosum* (Desf.) Ietsw. De plus, six espèces sont protégées par la loi algérienne :

Bunium crassifolium (Batt.) Batt., *Cardamine parviflora* L., *Cyclamen africanum* Boiss. & Reut., *Illecebrum verticillatum* L., *Phlomis bovei* de Noé et *Scrophularia tenuipes* Coss. & Durieu ex Coss. L'ensemble de ces valeurs sont bien détaillées dans le tableau 9 ci-dessous.

Tableau 9 : Liste des espèces patrimoniales et protégées observées dans les neuf zones humides étudiées

Taxon	Type biologique	Endémisme	Rareté	JORA 2012	UICN 2025
<i>Arenaria cerastioides</i> Poir.	Th	End Alg-Tun-Mar			
<i>Bellevalia mauritanica</i> Pomel	Géo	End Alg-Tun-Mar-Lib			
<i>Brassica procumbens</i> (Poir.) O.E. Schulz	Hém	End Alg-Tun			
<i>Bunium crassifolium</i> (Batt.) Batt.	Géo	End Alg-Tun	R	P	
<i>Calamintha menthifolia</i> Host	Ch		R		
<i>Cardamine parviflora</i> L.	Hydr		R	P	
<i>Centaurea involucrata</i> Desf.	Hém	End Alg-Mar			
<i>Centaurea solstitialis</i> subsp. <i>schouwii</i> (DC.) Gugler	Hém	End Alg-Tun-Itl			
<i>Cyclamen africanum</i> Boiss. & Reut.	Géo	End Alg-Tun-Mar		P	
<i>Cynosurus polybracteatus</i> Poir.	Th	End Alg-Tun			
<i>Drimia numidica</i> (Jord. & Fourr.) J.C. Manning & Goldblatt	Géo	End Alg-Tun-Esp			
<i>Ebenus pinnata</i> Aiton	Hém	End Alg-Tun-Mar-Lib			
<i>Eryngium pusillum</i> L.	Hydr		TR		
<i>Eryngium tricuspdatum</i> L. subsp. <i>bovei</i> (Boiss.) Breton	Hém	End Alg-Tun			
<i>Galactites mutabilis</i> Durieu	Th	End Alg-Tun			
<i>Galium tunetanum</i> Lam.	Ch	End Alg-Tun			
<i>Geranium atlanticum</i> Boiss.	Hém	End Alg-Tun-Mar			

Taxon	Type biologique	Endémisme	Rareté	JORA 2012	UICN 2023
<i>Geranium dissectum</i> L.	Th		R		
<i>Helosciadium crassipes</i> W.D.J. Koch	Hydr	End Alg-Tun-Egy	TR		
<i>Hyacinthoides lingulata</i> (Poir.) Rothm.	Géo	End Alg-Tun-Mar			
<i>Hypericum montanum</i> L.	Hém		R		
<i>Illecebrum verticillatum</i> L.	Th		TR	P	
<i>Juncus heterophyllus</i> Dufour	Hydr		R		NT
<i>Luzula multiflora</i> (Ehrh.) Lej.	Hém		R		
<i>Oenanthe virgata</i> Poir.	Hydr	End Alg-Tun-Mar			
<i>Origanum vulgare</i> subsp. <i>glandulosum</i> (Desf.) Ietsw.	Ch	End Alg-Tun			
<i>Phlomis bovei</i> de Noé	Ch	End Alg-Tun-Mar	R	P	
<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	Géo		R		
<i>Rhaponticum acaule</i> (L.) DC.	Hém	Subend. Tyrrhénien			
<i>Romulea ligustica</i> Parl.	Géo		R		
<i>Scrophularia tenuipes</i> Coss. & Durieu ex Coss.	Hém	End Alg-Tun	R	P	NT
<i>Serapias lingua</i> subsp. <i>stenopetala</i> (Maire & T. Stephenson) Maire & Weiller	Géo	End Alg-Tun	RR*		CR
<i>Silene scabrida</i> Soy.-Will. & Godr.	Th	End Alg	R		
<i>Solenopsis bicolor</i> (Batt.) Greuter & Burdet	Th	End Alg-Tun			NT
<i>Stachys duriaei</i> de Noé	Th	End Alg-Tun			
<i>Thymus munbyanus</i> subsp. <i>coloratus</i> (Boiss. & Reut.) Greuter & Burdet	Ch	End Alg-Tun-Mar			

R : Rare, TR : Très rare, RR* : Rareté modifiée, P : Protégée, NT : Quasi-menacées, CR : En danger critique.

I.2.9. Nouvelle répartition

I.2.9.1. *Bunium crassifolium* (Batt.) Batt.

Un endémique algéro-tunisien généralement méconnu, cette espèce présente une distribution orientale dans le pays. Elle montre une affinité de croissance pour les rocailles calcaires et semble être très rare dans la Numidie dans le Cap de Garde et La Calle (Quézel et Santa, 1963). Protégée par la législation algérienne (J.O.R.A., 2012), cette espèce est signalée comme présentant un intérêt géographique et une rareté remarquable dans les stations de la péninsule de l'Edough (Hamel et al., 2013), du parc national d'El Kala (Dechir et al., 2019), du littoral numidien (Boulemtafes, 2020), de la wilaya de Souk Ahras (Touati, 2022) et de la région de Filfila (Hamel et al., 2023). Malgré ces investigations, elle reste considérée comme un taxon méconnu nécessitant une précision quant à sa présence (Fig. 27).



Figure 27 : *Bunium crassifolium* (Batt.) Batt. (Cliché HAMMANA C. 04/03/2020)

I.2.9.2. *Cardamine parviflora* L.

C'est une espèce fortement hydrophile qui se trouve principalement dans les zones humides telles que les dayas et les bords des mares d'eau, elle semble être très rare dans la Numidie orientale, notamment sur les substrats des lacs Tonga et La Calle (Quézel et Santa, 1962). Cette espèce protégée par la législation algérienne (J.O.R.A., 2012) a été signalée comme menacée et protégée des mares temporaires de la forêt de chêne-liège de Réghaïa (commune de Réghaïa-Alger), qui sont en voie de disparition, ainsi que d'autres sites asséchés pour des raisons sanitaires à proximité de La Calle, tels que le Garaet el Hout ou le lac Tonga, comme l'a mentionné Faurel Louis dans son document publié en 1959 sur les plantes rares et menacées d'Algérie (Faurel, 1959) (Fig. 28).



Figure 28 : *Cardamine parviflora* L. (Cliché Kobierski et al., 2022).

I.2.9.3. *Centaurea solstitialis* subsp. *schouwii* (DC.) Gugler

Selon Quézel et Santa (1963), ce taxon des champs incultes et des terrains arides à semi-arides est signalé comme un endémisme algéro-tuniso-italien très rare dans le secteur du Tell Constantinois. Il a été récemment signalé dans la région de Souk Ahras, comme indiqué par Touati (2022) (Fig. 29).



Figure 29 : *Centaurea solstitialis* subsp. *schouwii* (DC.) Gugler (Cliché Mehdi C. 09/2023).

I.2.9.4. *Helosciadium crassipes* W.D.J. Koch

Les travaux de Bouldjedri (2011) sur le site Ramsar de Beni-Belaid à Jijel, d'Allem et al. (2017) sur les mares temporaires de la région d'Annaba, ainsi que ceux de Touati (2022) sur la région de Souk Ahras, ont signalé cette espèce comme étant rare lors de leurs investigations. Dans sa publication de 1959 sur les plantes rares et menacées d'Algérie (Faurel, 1959), L. Faurel a signalé la présence de cette plante à La Calle et Guerbès, tout en documentant sa disparition de la région algéroise, attribuée à l'assèchement de petites mares du Corso près de Ménerville, causé par l'extension des vignobles. Tandis que cette plante algéro-tuniso-égyptien, qui se trouve en partie émergée dans les mares algériennes, est très rare en Numidie et la petite kabylie, comme l'ont mentionné Quézel et Santa (1963) (Fig. 30).



Figure 30 : *Helosciadium crassipes* W.D.J. Koch (Cliché HAMMANA C. 28/01/2022)

I.2.9.5. *Luzula multiflora* (Ehrh.) Lej.

Malgré sa distribution géographique confirmée par des études menées en Europe, en Turquie, en Nord d'Amérique et Mexique (Kirschner, 2001), cette plante vivace, inféodée aux zones humides forestières (Geurden et al., 2025), semble rare dans la Numidie, notamment dans La Calle et l'Edough (Quézel et Santa, 1962), avec une évaluation limitée dans la région (Fig. 31).



Figure 31 : *Luzula multiflora* (Ehrh.) Lej. (Cliché HAMMANA C. 30/03/2019)

I.2.9.6. *Scrophularia tenuipes* Coss. & Durieu ex Coss.

Selon Quézel et Santa (1963), cet endémique algéro-tunisien, fortement lié aux milieux humides, est généralement rare dans le secteur Kabyle et Numidien. Malgré les observations de Hamel et al. (2013), Allem et al. (2017), Boulemtafes (2020), Sakhraoui et al. (2020) et Touati (2022) qui ont souligné sa rareté, son statut reste particulier en tant qu'espèce protégée par la loi algérienne (J.O.R.A., 2012) et signalée comme Quasi menacée dans la liste internationale de conservation de la nature (Site web 2) (Fig. 32).



Figure 32 : *Scrophularia tenuipes* Coss. & Durieu ex Coss. (Cliché HAMMANA C. 05/04/2022)

I.2.9.7. *Serapias lingua* subsp. *stenopetala* (Maire & T. Stephenson) Maire & Weiller

Ce taxon a été signalé dans les régions de la Numidie par De Bélair et Boussouak (2002), De Belair et al. (2005), la subéraie de la Numidie orientale par Bennadja et al. (2013), la péninsule de l'Edough par Hamel et al. (2018), le parc national d'El Kala par Dechir et al. (2019), et de Souk Ahras par Touati (2022) (Fig. 33). Cependant, il reste un taxon endémique algéro-tunisien spécifique, vu son statut de rareté et son classement dans la liste rouge internationale de l'UICN en tant qu'en danger critique d'extinction (site web 2).



Figure 33 : *Serapias lingua* subsp. *stenopetala* (Maire & T. Stephenson) Maire & Weiller (Cliché HAMMANA C. 20/04/2021)

I.2.9.8. *Silene scabrida* Soy.-Will. & Godr.

Cette plante est très particulière en tant qu'endémisme algérien rare à Bône et La Calle (Quézel et Santa, 1962). Elle a été signalée à Guerbès, dans la région de Skikda (la Petite Kabylie), par Sakhraoui et al. (2020) lors de l'inventaire de la flore endémique du Nord-Est algérien, confrontée à la menace des espèces envahissantes (Fig. 34).



Figure 34 : *Silene scabrida* Soy.-Will. & Godr. (Cliché HAMEL T. 13/11/2021)

I.2.9.9. *Solenopsis bicolor* (Batt.) Greuter & Burdet

Cet endémique algéro-tunisien, inféodée aux dayas et aux ruisseaux, est signalée comme très rare en Grande Kabylie, à Cap Sigli (Quézel et Santa, 1963), ainsi qu'au niveau des mares temporaires de la région d'Annaba (Allem et al., 2017) et de Skikda (Sakhraoui et al., 2020) (Fig. 35). Cependant, elle pourrait être évaluée comme étant classée en tant que Quasi menacée dans la liste rouge de l'UICN (site web 2).



Figure 35: *Solenopsis bicolor* (Batt.) Greuter & Burdet (Cliché Amar S. 07/2021)

I.2.10. Indice de Shannon et sa relation avec les variables écologiques

En se basant sur les données floristiques obtenues lors des inventaires sur terrain (Tab. 7), l'indice de diversité de Shannon a été calculé pour évaluer la diversité dans chacune des 9 zones humides étudiées. Les résultats des tests sont répertoriés dans le Tableau 10, où l'on constate que MTG présente le plus haut indice de diversité de Shannon, suivi de GZE et TRC, tandis que les valeurs les plus basses sont observées pour TRN et MJN.

En analysant ces résultats, des corrélations de Pearson ont été réalisées avec les valeurs des différentes variables mesurées dans le sol et l'eau afin de déterminer s'il existe une relation entre la richesse florale et ces caractéristiques écologiques. Les résultats de ces corrélations sont présentés dans le Tableau 11.

La porosité a le plus grand impact sur la diversité floristique, suivie par le carbone total, l'humidité et la matière organique, toutes étroitement liées à la nutrition des plantes. En revanche, le pH, du fait de son homogénéité dans toutes les zones humides, ne semble pas

exercer d'influence sur la flore. Concernant les variables liées à l'eau, la résistivité est le facteur ayant le plus d'influence sur la diversité floristique, considérée comme un indicateur de la bonne qualité de l'eau, suivie par le pH et le potentiel d'oxydoréduction (ORP). En revanche, la turbidité s'avère moins influente sur les taxons, étant donné que la plupart d'entre eux ont une origine terrestre.

Tableau 10 : Valeurs de l'indice de Shannon

Site	MTG	GZE	TRC	TAR	BRG	BTH	GZN	MJN	TRN
Indice H de Shannon	3.87	3.59	3.45	3.22	2.78	2.36	1.91	1.80	1.40

Tableau 11 : Corrélation entre l'indice de Shannon et les paramètres physicochimiques du sol et de l'eau

Compartiments	Paramètres physicochimiques	Corrélation avec l'indice H de Shannon
Sol	Humidité (%)	-0.46
	Matière organique (%)	0.40
	Porosité (%)	-0.55
	Carbone organique (%)	0.49
	Calcaire total (%)	0.16
	Conductivité électrique (mS/cm)	-0.27
	Potentiel d'Hydrogène	-0.11
Eau	Potentiel d'Hydrogène	-0.44
	Potentiel d'oxydoréduction (mV)	0.44
	Oxygène dissous (mg/l)	-0.34
	Conductivité électrique (μ S/cm)	-0.38
	Résistivité (M Ω .cm)	0.53
	Solides dissous totaux (mg/l)	-0.38
	Salinité (PSU)	-0.38
	Température (C°)	0.25
	Turbidité (NTU)	-0.15

I.2.11. Distinction Taxonomique (DT)

l'indice de distinction taxonomique (DT) a été calculée pour chaque mare à partir des données floristiques et collectés sur le terrain (Tab. 7) pour chaque mare. Cet indice est présenté comme une valeur moyenne dans une plage définie par les valeurs maximales et minimales. Les résultats sont détaillés dans le tableau 12.

En comparant les résultats des tableaux 10 et 11, il apparaît que les zones avec des valeurs élevées dans l'indice de diversité de Shannon (MTG, GZE, TRC et TAR) ne présentent pas nécessairement les valeurs de la Distinction Taxonomique (BTH et TRN). Cela souligne l'importance de calculer les deux indices. En fait, BTH présente le plus haut indice de DT, ce qui le rend particulièrement intéressant pour la conservation. Ensuite, les autres sites présentent des écarts moins marqués jusqu'à BRG, qui présente la DT la plus basse malgré une valeur modérée dans l'indice de Shannon. Dans les deux cas, les valeurs moyennes se situent en dehors de la plage établie par les valeurs maximale et minimale de DT, probablement en raison de perturbations externes, principalement d'origine anthropique, qui influencent la composition floristique.

Les résultats du calcul de la DT sont comparés aux variables du Tableau 6 afin d'évaluer leur impact sur la DT (Tab. 13). Les résultats révèlent une influence négative de certaines variables telles que les incendies de forêt, l'agriculture ou le pâturage sur la DT.

Ces corrélations révèlent que l'agriculture et les incendies de forêt sont les variables environnementales ayant les coefficients les plus élevés, influencent de manière significative le caractère distinctif des mares et contribue négativement à la diversité et à l'hétérogénéité de la région. En ce qui concerne les incendies de forêt, bien que les coefficients obtenus ne soient pas statistiquement significatifs, ils traduisent une faible fréquence et une intensité relativement homogène dans la zone d'étude, résultant, dans une certaine mesure, en une augmentation de leur caractère distinctif. Une situation similaire se produit avec l'agriculture, car dans tous les cas, cette activité est soit inexistante, soit très faible, à l'exception de TRC et MJN, où les valeurs d'intensité agricole sont modérées. Le reste des variables ne montre pas de résultats significatifs concernant la diversité et l'hétérogénéité de la région.

Tableau 12 : Valeurs de l'index Distinction Taxonomique

	BRG	GZE	TRC	GZN	MTG	TAR	MJN	TRN	BTH
Limite maximale	4.97	4.96	4.95	5.00	4.95	4.96	5.02	5.05	4.98
Distinction Taxonomique	4.65	4.75	4.76	4.80	4.84	4.87	4.90	4.96	5.08
Limite minimale	4.67	4.71	4.69	4.63	4.70	4.69	4.61	4.57	4.64

Tableau 13 : Corrélations entre l'index DT et les variables environnementales

	Ince	Expo	Alti	Acag	Pér	Tmp et facs	Sur	Trhli	Pnt	Prof	Pat
Corrélation de l'indice DT	-0.58	0.43	-0.43	-0.75	0.00	0.23	0.08	-0.51	0.35	0.49	0.11
Valeur P	0.10	0.25	0.25	0.02	1.00	0.55	0.83	0.16	0.36	0.18	0.77

I.2.12. Zones Prioritaires de Conservation Basées sur l'Endémisme (ZPC*END)

Les valeurs de la plage de DT et avec les zones prioritaires de conservation en fonction de l'endémisme révèlent que MTG, TRC, BTH et GZE représentent respectivement les zones de conservation prioritaires pour le patrimoine naturel (Fig. 36).

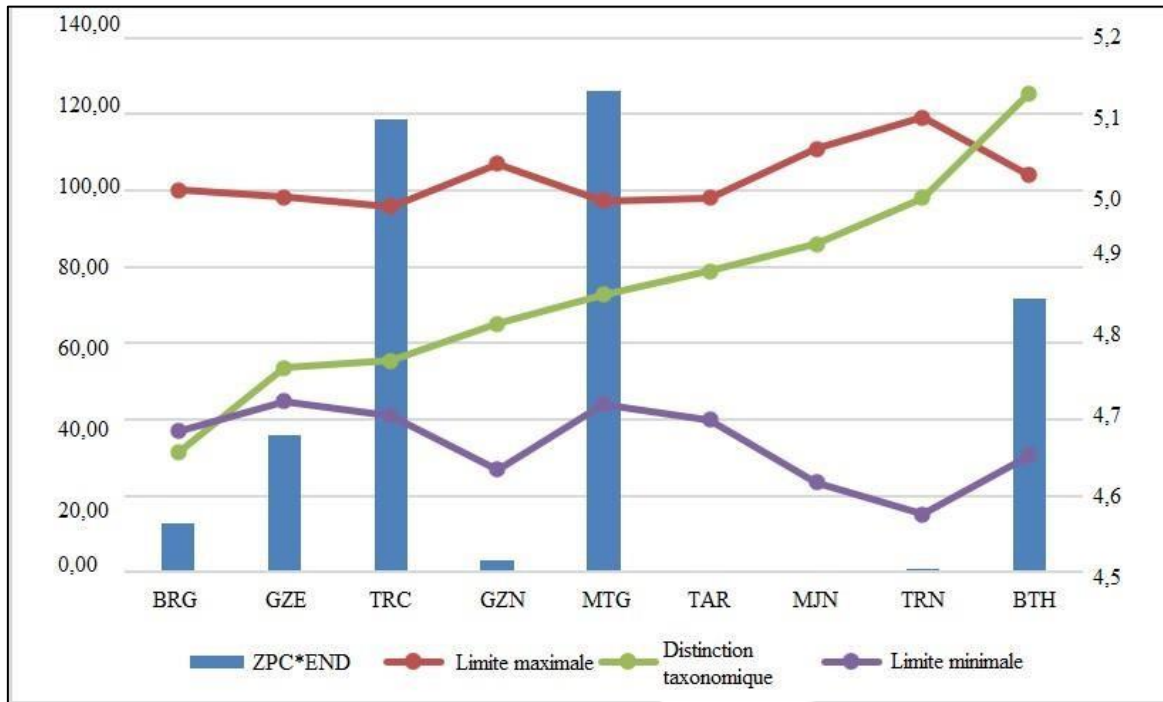


Figure 36 : Distribution potentielle des valeurs des plages de ZPC, END et DT

I.2.13. Estimation des limites éco-floristiques

L'analyse de similarité entre les différentes mares, tenant compte des facteurs biotiques (biodiversité floristique) et abiotiques (variables écologiques), nous permet de dresser un scénario basé sur les forces et les faiblesses des limites éco-floristiques (Tab. 14), présenté par la figure (Fig. 37) qui permet d'identifier ces types de frontières pour chaque paire de mares. Cette figure illustre les paires de sites en fonction des valeurs de similarité obtenues. Le premier quartile représente des limites très fortes (0-0,25), le deuxième quartile des limites fortes (0,25-0,5), le troisième quartile des limites faibles (0,5-0,75), et le quatrième quartile des limites très faibles (0,75-1). Les valeurs ont été ajustées à une ligne de régression pour identifier ultérieurement (en rouge) les paires de sites qui correspondent à un niveau de confiance de 95 %.

Enfin, dix situations distinctes ont été identifiées en fonction de la force ou de la faiblesse des limites éco-floristiques (Tab. 14). Une information intéressante a émergé : parmi les quatre sites désignés comme ZPC*END, il pourrait exister une barrière éco-floristique forte ou très forte

dans le cas de BTH avec quatre autres sites, ce qui entraînerait un isolement certain et par conséquent, une flore plus distinctive. Pour MTG, TRC et GZE, en revanche, des barrières plus faibles, ou du moins légèrement moins prononcées, pourraient être observées avec la plupart des autres zones, permettant ainsi un flux d'espèces entre elles.

Tableau 14 : Scénario basé sur la force/faiblesse des limites éco-floristiques

	Limites floristiques très fortes	Limites floristiques fortes	Limites floristiques faibles	Limites floristiques très faibles
Limites écologiques très faibles	–	–	–	MTG-TAR
Limites écologiques faibles	–	MTG-TRN BRG-GZN	MTG-BTH GZN-TRC GZE-TRC	TAR-GZE
Limites écologiques fortes	BTH-TRN BTH-GZN BTH-GZE	TAR-TRN MTG-BRG BRG-TRN	TAR-GZN	BRG-TRC BRG-GZE
Limites écologiques très fortes	BTH-TRC	–	–	TAR-TRC BRG-MJN

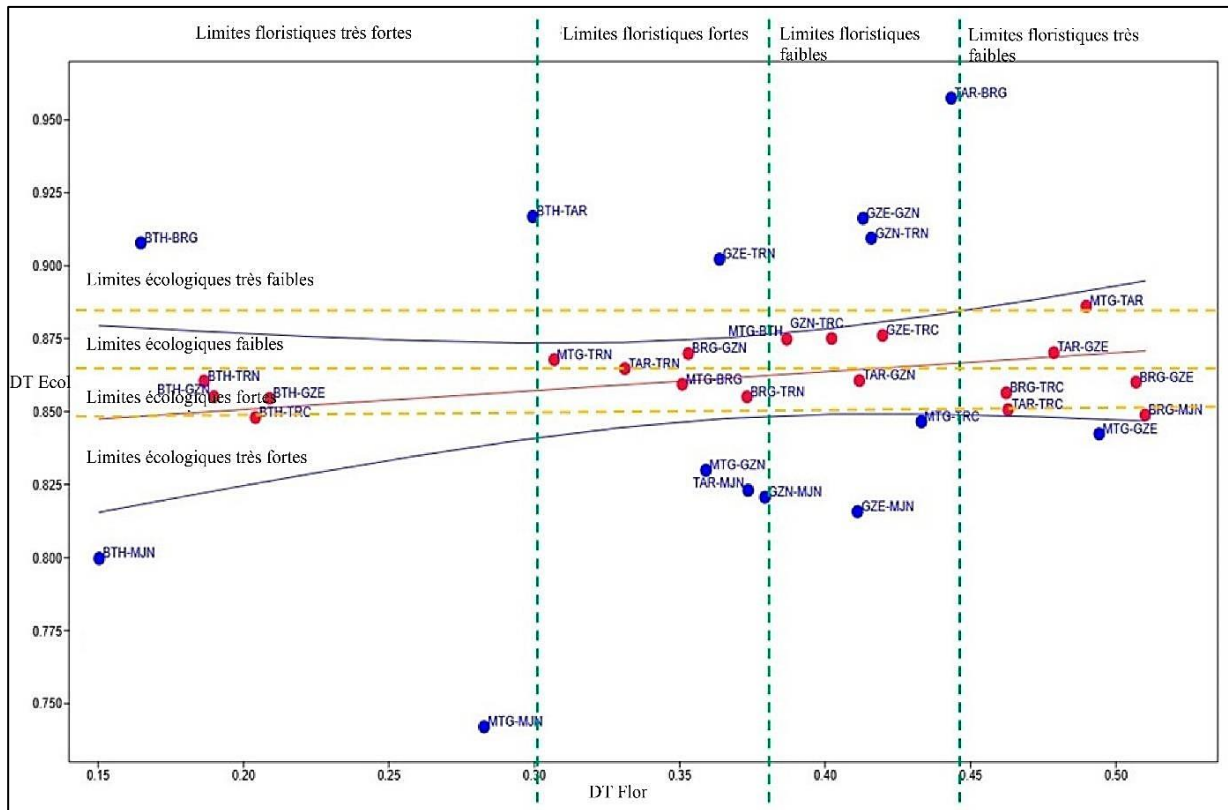
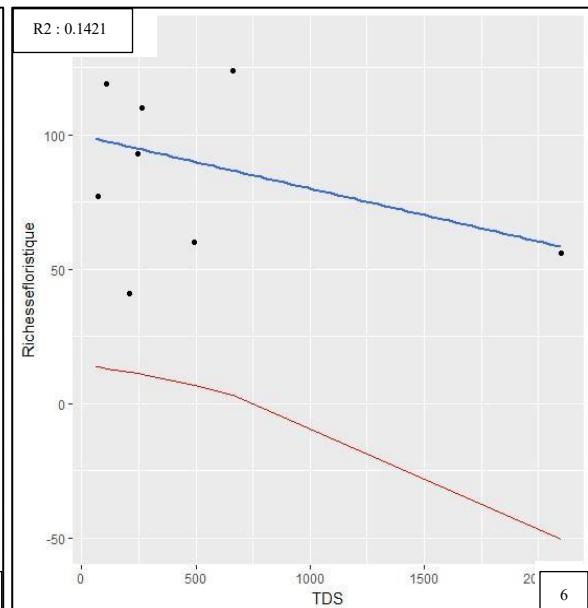
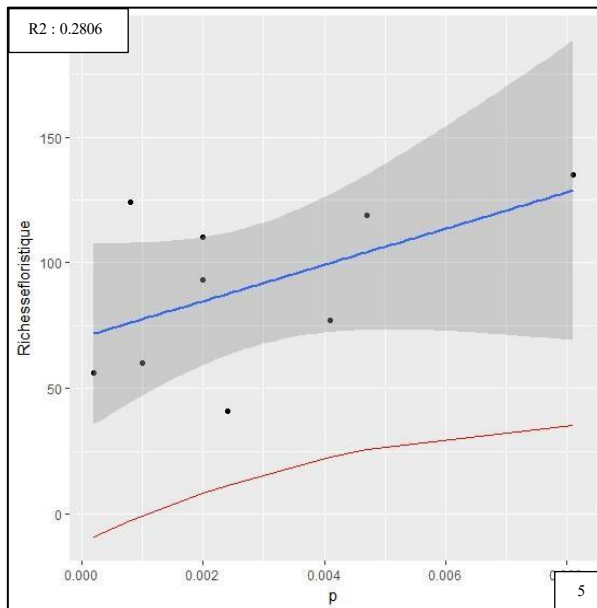
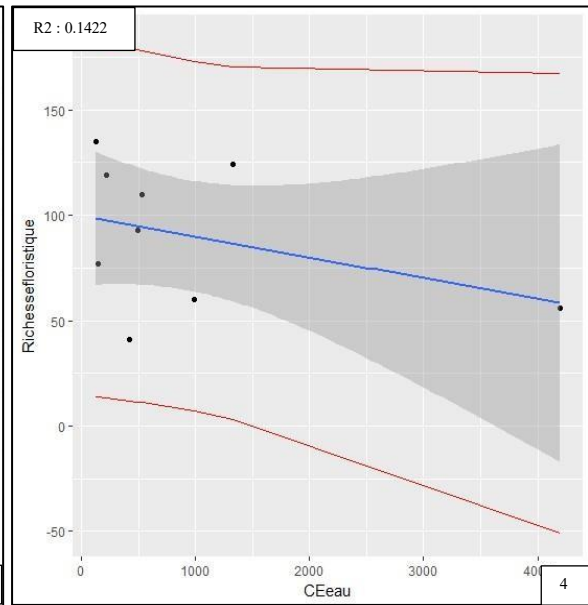
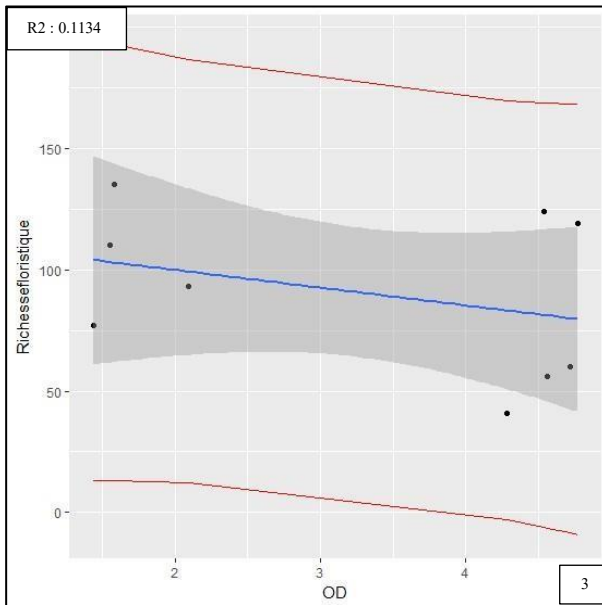
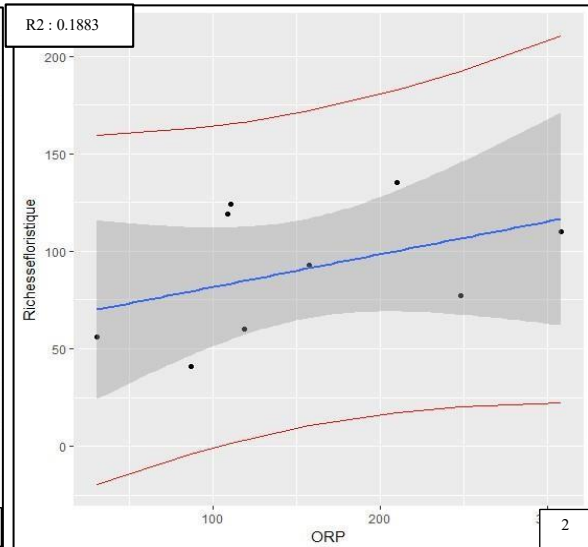
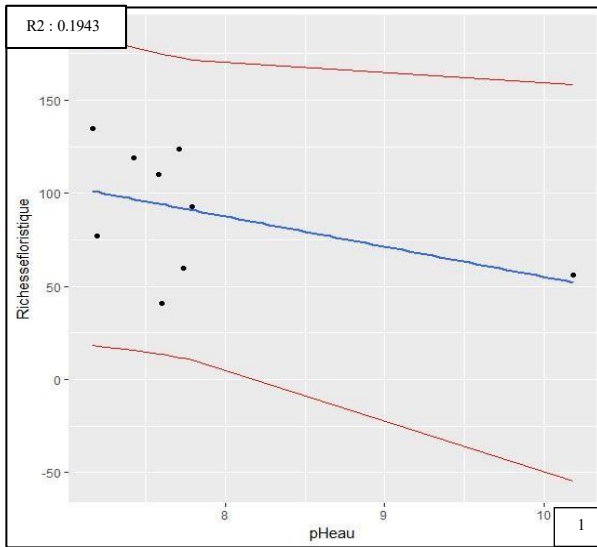
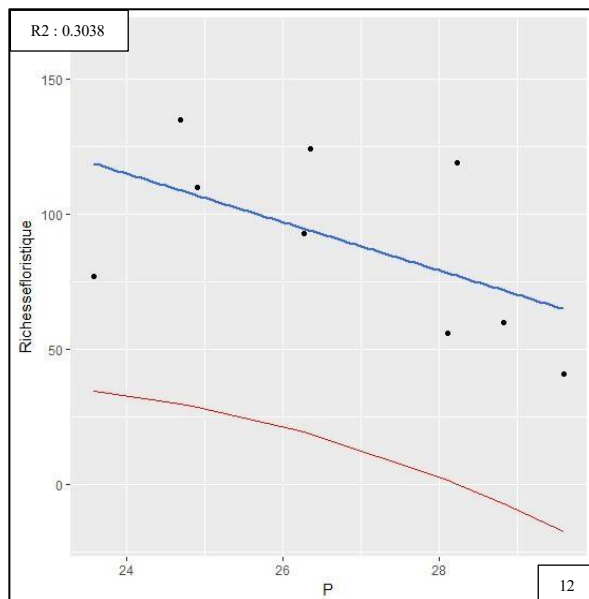
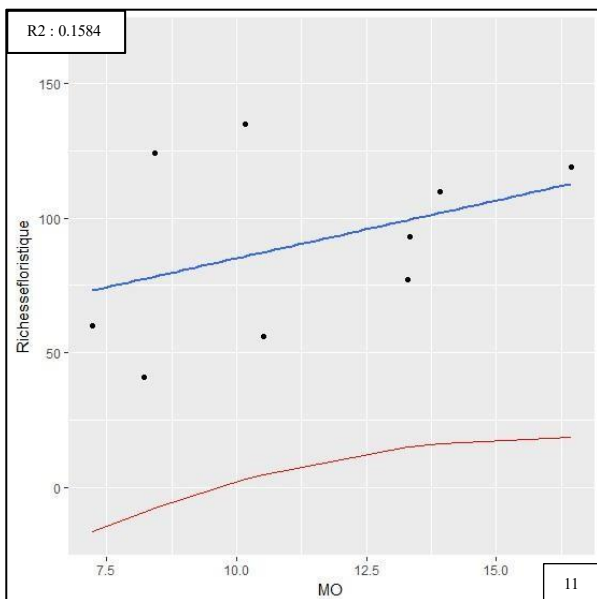
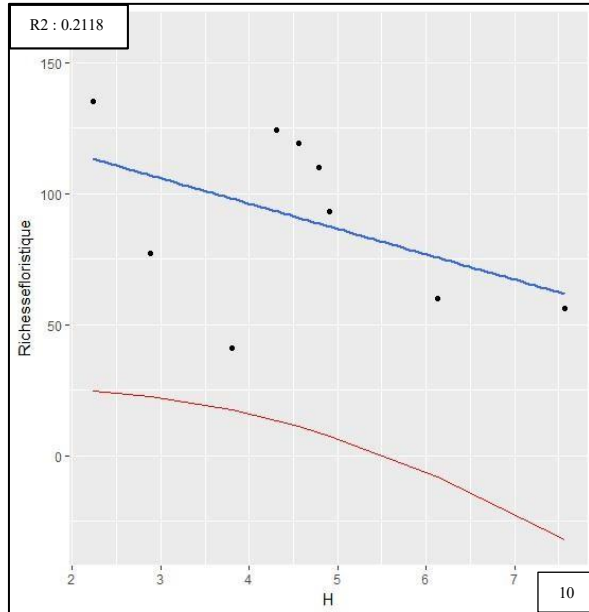
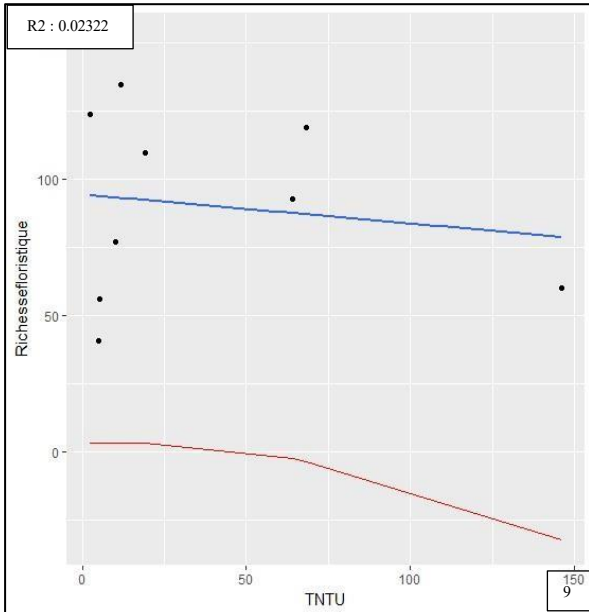
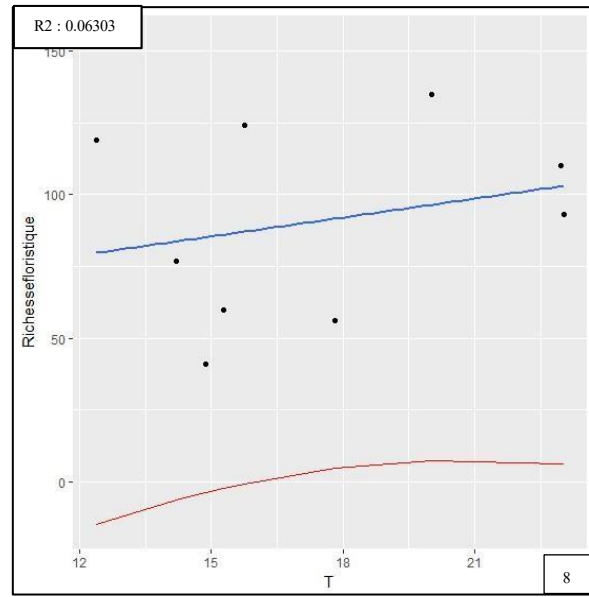
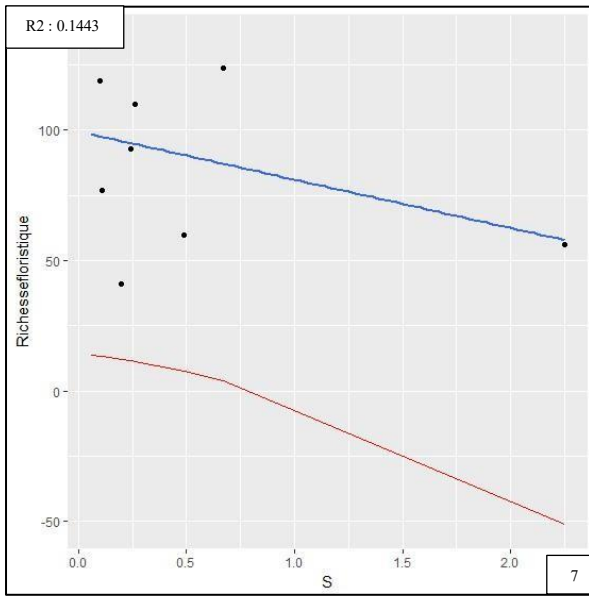


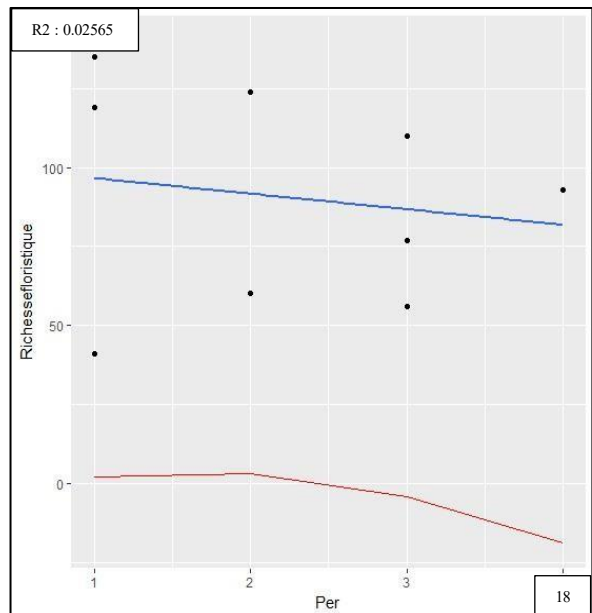
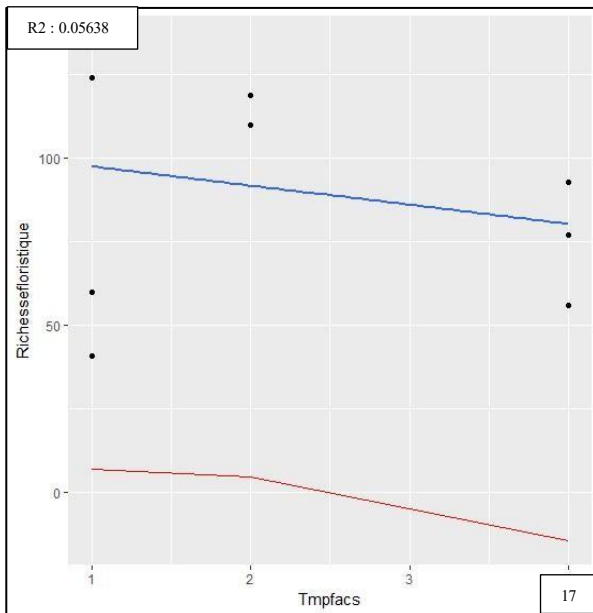
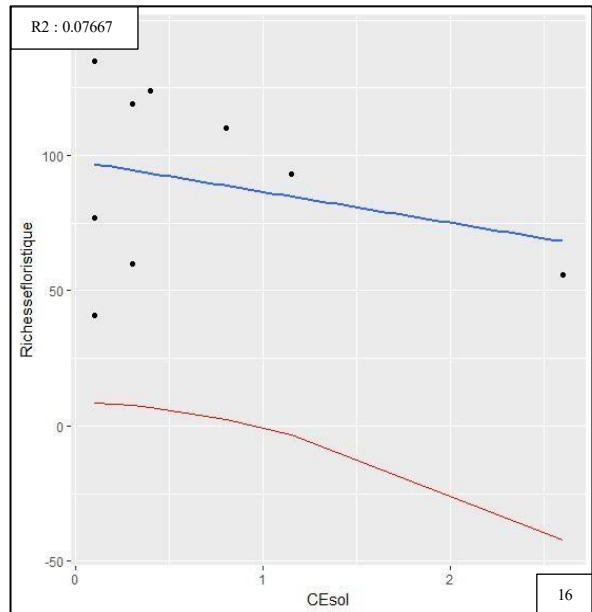
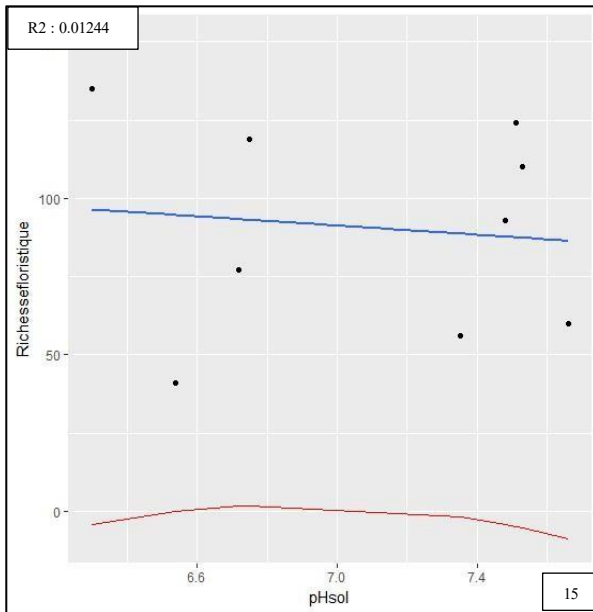
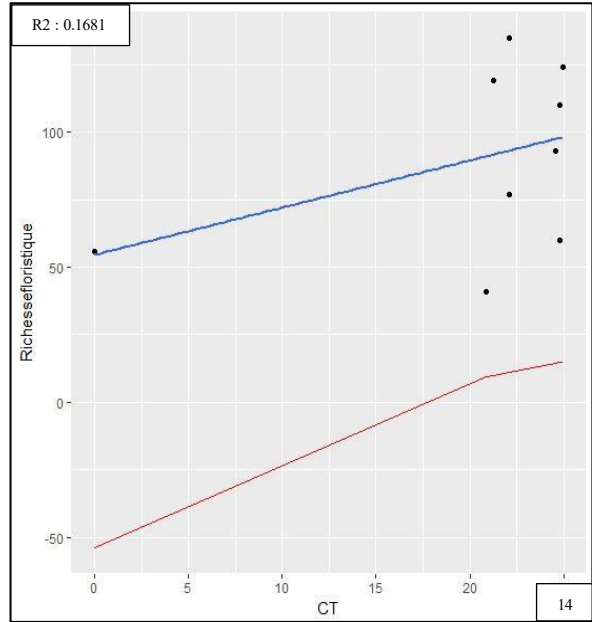
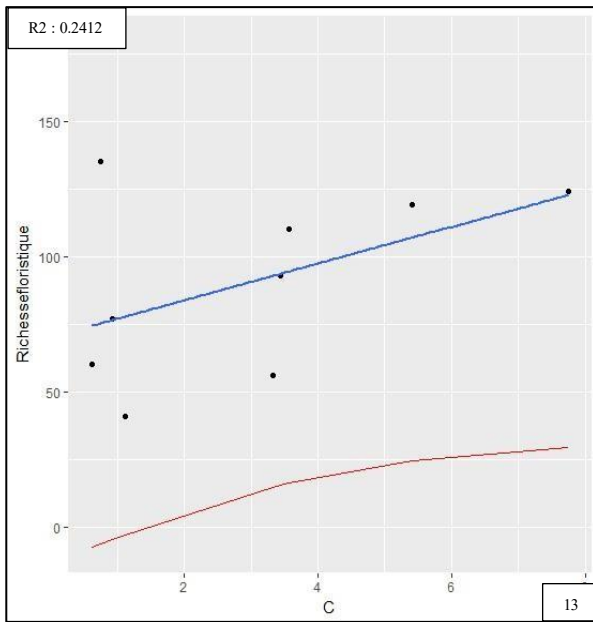
Figure 37 : Identification des types de frontières éco-floristiques pour chaque paire de zones humides temporaires

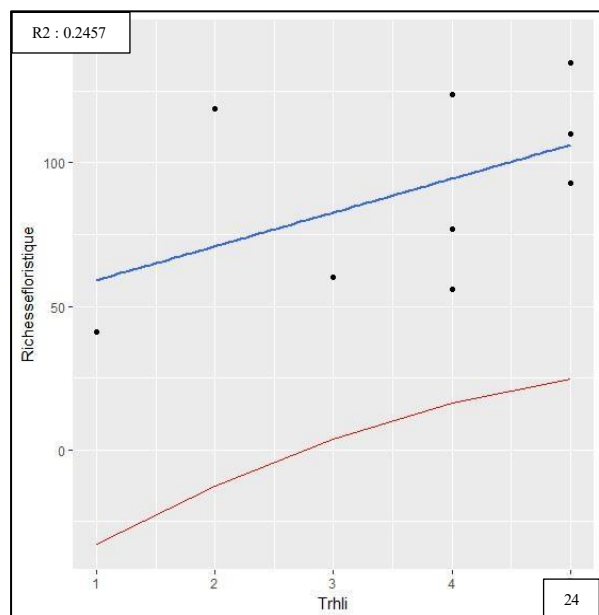
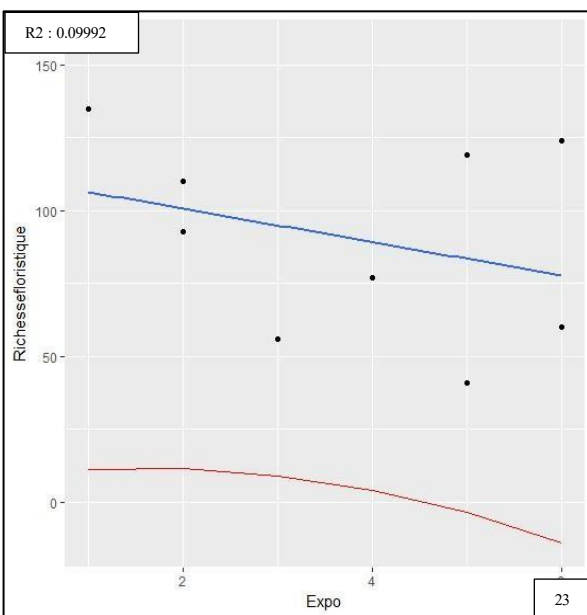
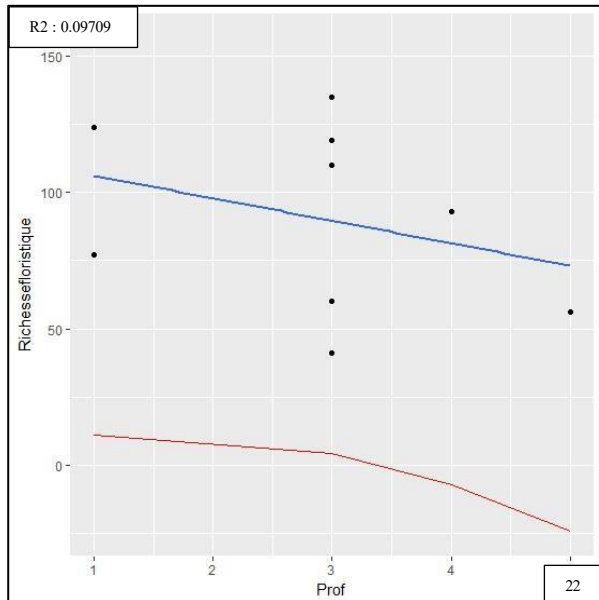
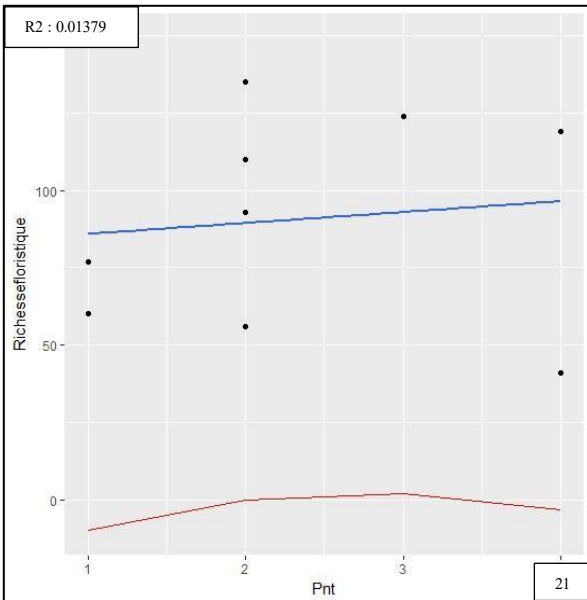
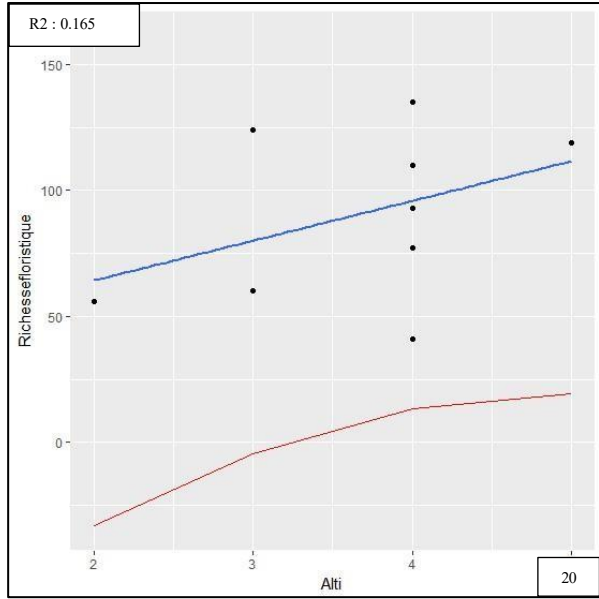
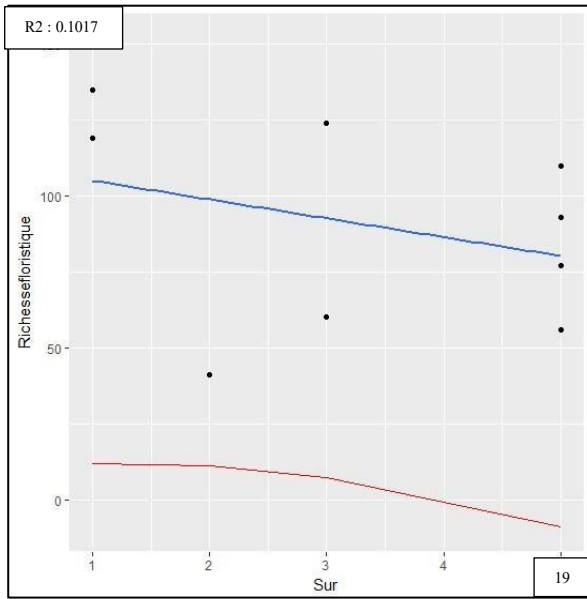
I.2.14. Influence des variables écologiques sur la richesse floristique

Parmi les neuf plans d'eau étudiés, aucune corrélation significative n'a été observée entre la diversité spécifique et les variables écologiques. On peut toutefois remarquer l'impact de trois variables, chacune représentant un aspect hydrique, pédologique ou environnemental. Seules la résistivité ($r^2 = 0,2806$; $p = 0,1424$), la porosité ($r^2 = 0,3038$; $p = 0,124$) et le pâturage ($r^2 = 0,2817$; $p = 0,1415$) ont montré une significativité statistique (Fig. 38 : 5, 12 et 25). Les autres variables ne semblent pas influencer la dynamique floristique des mares étudiées.









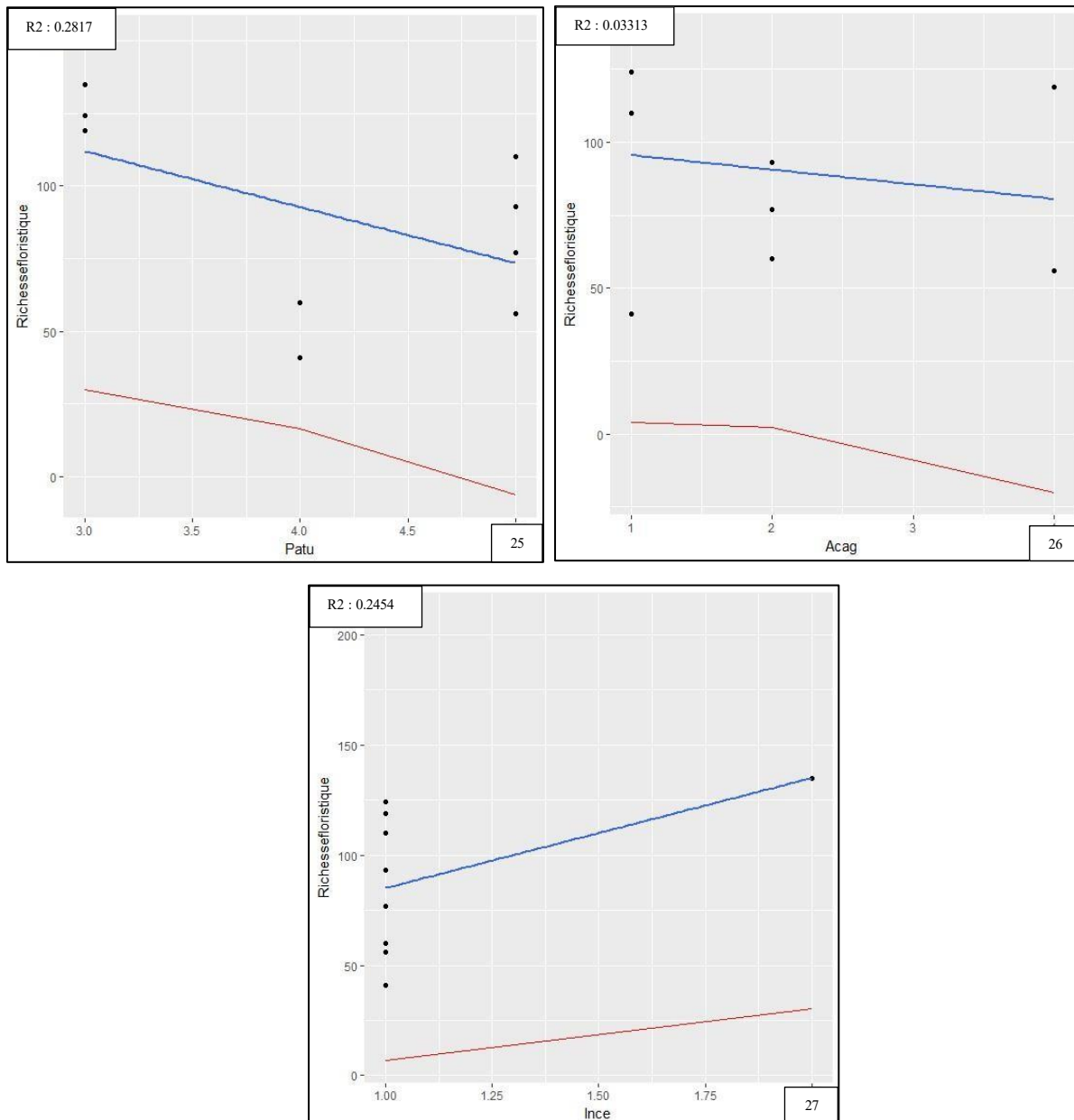


Figure 38 : Corrélation entre richesse floristique et les variables environnementales [(1)=Potentiel d'Hydrogène, (2)=Potentiel d'oxydoréduction, (3)=Oxygène dissous, (4)=Conductivité électrique, (5)=Résistivité, (6)=Solides dissous totaux ,(7)=Salinité, (8)=Température, (9)Turbidité, (10)=Humidité, (11)=Matière organique, (12)=Porosité, (13)=Carbone organique, (14)=Calcaire total, (15)= Potentiel d'Hydrogène, (16)= Conductivité électrique, (17)=Temporarité et faciès, (18)=Périmètre, (19)=Superficie, (20)=Altitude, (21)=Pente, (22)=Profondeur, (23)=Exposition géographique, (24)=Taux de recouvrement des espèces ligneuses , (25)= Pâturage, (26)=Activité agricole, (27)=Incendie].

I.2.15. Analyse des Correspondances Canonique des groupement végétaux / variables environnementales

Cette analyse met en évidence la répartition floristique de nos sites en fonction des variables écologiques existantes. Les résultats, basés sur les 317 taxons floristiques recensés et 27 variables environnementales, nous permettent d'extraire une information à 95,446 %, présentée sur un plan à deux axes (axe 1 et 2), totalisant 2 gradients et 4 groupements (Fig. 39).

Les sites se répartissent le long d'un gradient de salinité sur l'axe 1, qui explique 75,718% de l'information. Du côté négatif de l'axe 1 (à gauche), on observe la présence de plantes herbacées telles que *Ranunculus trichophyllus* Chaix, *Trifolium arvense* L., *Trifolium campestre* Schreb., *Verbena officinalis* L., *Veronica anagallis-aquatica* L. subsp. *anagallis-aquatica*, *Vicia altissima* Desf. et *Xanthium strumarium* L. Ces plantes proviennent des sites non salés de MTG et BTH et se regroupent autour des paramètres hydrologiques tels que le potentiel d'oxydoréduction, traduisant les caractéristiques oxydo-réductrices d'un écosystème aquatique, ainsi que la résistivité, qui est considérable et corrélée négativement avec la conductivité électrique et la salinité. En revanche, du côté positif de cet axe, on trouve la présence d'espèces amphibies de MJN telles que *Cardamine hirsuta* L., *Malva sylvestris* L., *Plumbago europaea* L., *Silene nocturna* L., *Trifolium ligusticum* Loisel., *Trifolium tomentosum* L. et *Verbascum sinuatum* L. regroupées autour du facteur de salinité positivement corrélé avec cet axe.

Les sites présentent une répartition le long d'un gradient de stade bioclimatique sur l'axe 2, expliquant 19,728% de l'information. La variable de turbidité était positivement corrélée avec l'axe 2 (en haut), où l'on observe la présence d'une formation végétale caractéristique comprenant *Erodium moschatum* (L.) L'Hér., *Filago pygmaea* L., *Euphorbia terracina* L., *Hyoseris scabra* L., *Paronychia argentea* Lam., *Ranunculus macrophyllus* Desf., *Thymus munbyanus* subsp. *coloratus* (Boiss. & Reut.) Greuter & Burdet, *Torilis arvensis* (Huds.) Link et *Trifolium glomeratum* L. Ces espèces sont typiques des mares de TRC et GZN, situées à une altitude remarquable de l'étage subhumide de la wilaya de Guelma. Ce paramètre hydrologique peut influencer la dynamique d'un écosystème en limitant l'absorption de la lumière nécessaire à la photosynthèse. En revanche, du côté négatif de cet axe, on observe la présence de taxons tels que *Cardamine parviflora* L., *Carex remota* L., *Centaurea napifolia* L., *Mentha aquatica* L., *Medicago sativa* L., *Plantago lanceolata* L., *Torilis nodosa* subsp. *webbii* (Jury) Kerguelen et *Trifolium campestre* Schreb. dans la mare TAR de l'étage bioclimatique semi-aride de la wilaya de Souk Ahras. Ces espèces sont distribuées en fonction de variables écologiques telles que le taux de recouvrement des espèces ligneuses, la surface, les incendies et le pâturage.

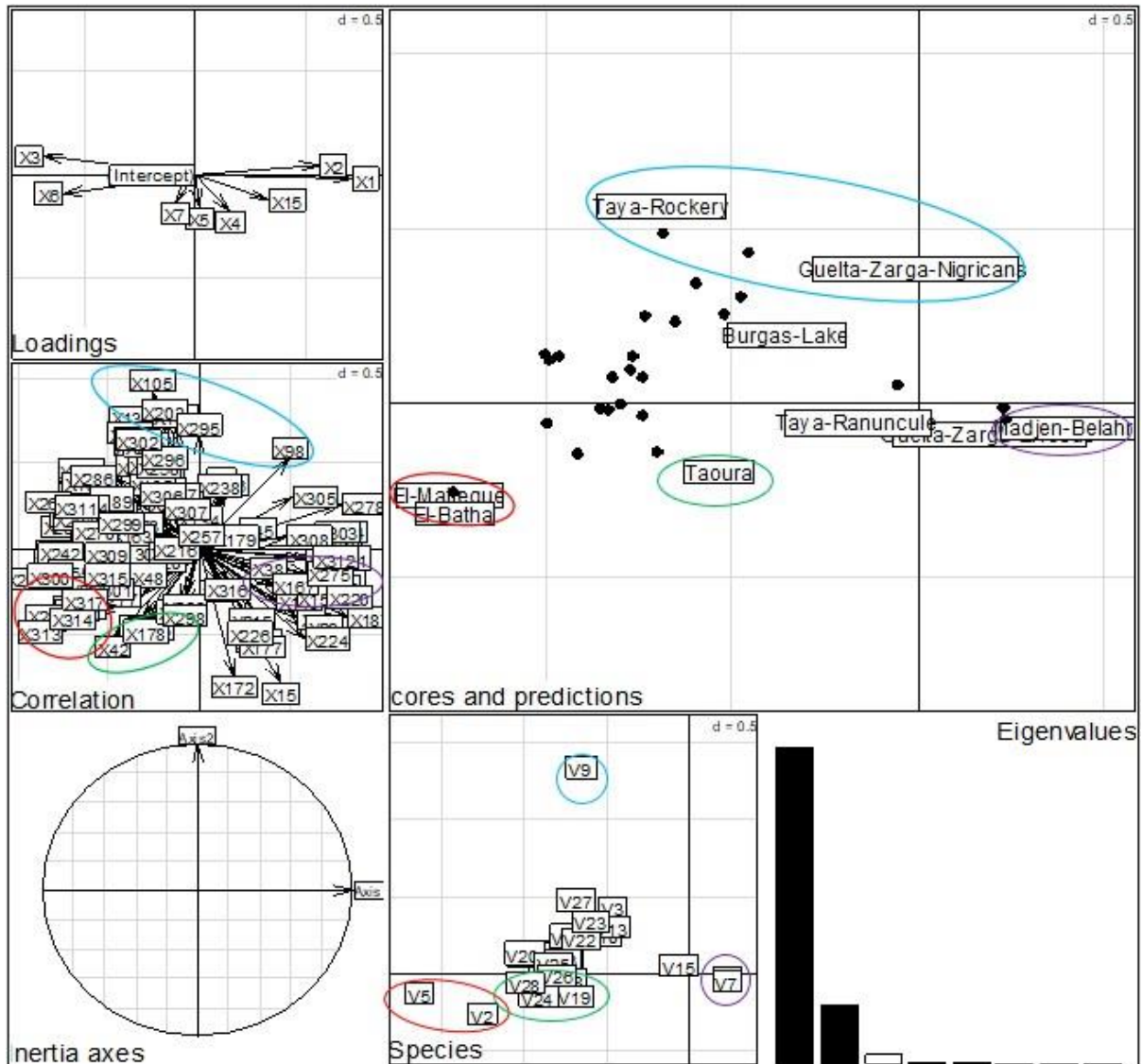


Figure 39 : Carte d'Analyse des Correspondances Canonique (ACC) [9 site*317 taxons* 27 variables environnementales] [(X=espèce/taxons, V1=pH de l'eau, V2=potentiel d'oxydoréduction, V3=Oxygène dissous, V4=Conductivité électrique, V5=Résistivité, V6=Solides dissous totaux, V7=Salinité, V8=Température, V9=Turbidité, V10=Humidité, V11=Matière organique, V12=Porosité, V13=Carbone organique, V14=Calcaire totale, V15=Conductivité électrique, V16=pH de sol, V17=Temporalité et faciès, V18=Périmètre, V19=Superficie, V20=Altitude, V21=Pente, V22=Profondeur, V23=Exposition géographique, V24= Taux de recouvrement des espèces ligneuses, V25=Pâturage, V26=Activité agricole, V27=Incendie].

I.3. Discussion

I.3.1. Influence des variables pédologiques sur la diversité floristique

Les résultats des analyses pédologiques mettent en lumière l'effet de divers paramètres sur la diversité floristique des neuf mares examinées, notamment les facteurs physiographiques. Le substrat calcaire des formations géologiques riches en carbonates, qui joue un rôle de tampon pour l'eau, est particulièrement notable à cet égard (Marre, 1992). Ainsi, les variations de pH dans ces environnements aquatiques sont étroitement liées au processus de photosynthèse (Hade, 2003). Il est notable que le pH favorise la présence de certaines espèces, comme le *Quercus suber* L., une espèce endémique de la région méditerranéo-atlantique du bassin méditerranéen (Quézel, 1979), dans les mares temporaires où les valeurs sont légèrement acides (entre 6,3 et 6,72) (Laala et al., 2021). Cependant, le sol ne représente pas un facteur limitant, étant donné l'existence de mécanismes compensatoires tels que la nappe phréatique et l'humidité atmosphérique élevée caractéristiques de la région de la Numidie (Bennadja et al., 2013). Cette variable a été identifiée comme étant déterminante pour la végétation dans les zones humides temporaires méditerranéennes (Rhazi et al., 2001 ; Jamaa et al., 2010 ; Bouahim et al., 2014). Le dioxyde de carbone, en raison de sa capacité à se dissoudre dans l'eau, représente une fraction mineure de l'atmosphère et présente des concentrations faibles dans les eaux ne contenant pas de composés organiques. Le bicarbonate devient généralement dominant, sous l'influence d'un pH intermédiaire et de l'interaction avec des substrats caractérisés par une faible teneur en roches et minéraux. Au cours des processus photosynthétiques, les plantes absorbent le CO₂, l'intégrant dans des structures organiques et modifiant progressivement la concentration ambiante en CO₂, comme le montrent les résultats exposés. Cette évolution métabolique participe activement à la séquestration du CO₂, entraînant l'accumulation de matière organique dans les couches sédimentaires des écosystèmes aquatiques. Malgré les avantages potentiels de cette séquestration de carbone, les petits plans d'eau émettent également du carbone sous forme de gaz à effet de serre, notamment le méthane (CH₄), ce qui atténue les bénéfices de l'accumulation de carbone. L'importance de la production de méthane dépend des caractéristiques spécifiques des mares étudiées (Oertli et Frossard, 2013), comme le démontrent les observations fournies.

La répartition inégale de la matière organique dans les échantillons de sol, un paramètre critique, influe sur ses processus physico-chimiques, tandis que la prolifération excessive ou la diminution des microorganismes représente l'une des causes de sa détérioration (Gobat et al.,

2010) avec des variations selon l'intensité du pâturage (Bouahim et al., 2014 ; Hammana et al., 2024).

La porosité et la concentration en matière organique dans ces mares sont à un niveau modéré, ce qui encourage la création de sols bien structurés et humides (Gobat et al., 2010). Cette situation favorise le développement végétal en garantissant une disponibilité suffisante en eau et en nutriments (Calvet, 2003 ; Tahiri et al., 2014 ; Montaigne et al., 2018). Toutefois, il est important de souligner que cette relation peut être affectée par les types de plantes présents et les conditions environnementales (Freschet et al., 2018).

Les mesures des paramètres du sol revêtent une importance capitale dans la préservation de la santé écologique des écosystèmes dans les zones humides méditerranéennes. La diversité des sols, caractérisée par leur texture, leur morphologie et leurs propriétés physico-chimiques, influence la capacité de rétention d'eau et la stabilité de ces écosystèmes. Ces sols jouent un rôle crucial dans la création et l'évolution des écosystèmes, en servant de véhicules pour les nutriments essentiels (Ali Tattar et al., 2023). Leurs variations spatiotemporelles, façonnées par des facteurs tels que la topographie, la composition géologique, les fluctuations saisonnières de l'humidité et la présence de végétation, ne sont que peu affectées directement par le climat méditerranéen. Afin de garantir la stabilité et la santé écologique de ces habitats, une gestion durable requiert une compréhension approfondie de ces paramètres, en tenant compte des pressions d'origine humaine et des risques d'incendies fréquents (Benslama, 2007).

I.3.2. Influence des variables hydrologiques sur la diversité floristique

Les niveaux de pH des mares variaient de neutre à légèrement alcalin, correspondant à la fourchette typique des zones humides algériennes (Aibeche et al., 2020). Les plantes contenant de la chlorophylle effectuent la photosynthèse en absorbant le dioxyde de carbone, de l'eau et en libérant de l'oxygène, ce qui entraîne une augmentation du pH. Dans les plans d'eau stagnants riches en plantes chlorophylliennes, cette élévation significative du pH se produit principalement pendant la journée lorsque la photosynthèse est active. La nuit, en l'absence de photosynthèse et avec la libération de CO₂ par les organismes, le pH revient à des niveaux plus bas (Hade, 2003).

Les sols bien aérés présentent une teneur élevée en oxygène, laquelle décroît à partir de 100 ml/l dans les sols inondés et dans les microenvironnements adjacents aux racines et aux plantes. Il convient de souligner que les activités de la pédofaune altèrent continuellement cette concentration (Calvet, 2003). Néanmoins, de manière générale, la concentration d'oxygène dissous dans ces mares est légèrement basse en raison de la turbidité engendrée par les activités

d'élevage et la faible profondeur comme l'analyse de l'ACC montré au niveau des mares Taya Rocaille et Guelta Zarga Nigricans.

Les mares salines permanentes subissent des fluctuations de niveau d'eau influencées par les schémas de précipitations (le cas de Madjen Belahriti). Occupés par des espèces résilientes au stress hydrique et tolérantes à la salinité, ces mares se caractérisent par un environnement physiologiquement sec, lié à la forte concentration en sels dissous dans la solution du sol, ce qui entraîne une réduction significative du potentiel hydrique et une disponibilité d'eau considérablement diminuée pour les plantes (Adi et al., 2016). Cette salinité contribue à la dégradation de la structure et de la texture du sol, ce qui a un impact direct sur la croissance et la productivité des plantes (Hosseini-Nasr et al., 2023). Elle provoque un stress osmotique, un déséquilibre nutritionnel et une toxicité, principalement dus aux concentrations élevées de Na^+ et Cl^- (Hosseini-Nasr et al., 2023). L'ACC distingue la végétation de *Cardamine hirsuta* L., *Malva sylvestris* L., *Plumbago europaea* L., *Silene nocturna* L., *Trifolium ligusticum* Loisel., *Trifolium tomentosum* L. et *Verbascum sinuatum* L. adaptée à une salinité modérée de la mare Madjen Belahriti, tandis que d'autres taxons situés à l'opposé de El-Matlegue et El-Batha. Bien que ces dernières présentent une grande résistivité et une faible conductivité électrique, cela n'empêche pas la prolifération d'une grande richesse floristique de comparable à celle de la mare Madjen Belahriti.

I.3.3. Composition floristique

La diversité floristique de notre région d'étude avec 317 taxons, représente 7.12% du total de la flore vasculaires de l'Algérie estimée à 4450 taxons (APD, 2025), est distribué selon un modèle de zonation précis liée au topologique influencée par le gradient hydrologique qui détermine la structure des communautés floristique (Megharbi et al., 2016 ; Markham, 2019).

Notre végétation est dominée par les *Asteraceae*, la plus grande famille de plantes à fleurs en Algérie adaptée au sécheresse (Quézel et Santa, 1962-1963 ; Allem et al., 2017).

Cette biodiversité expliquée par l'hétérogénéité écosystémique dépasse celle rapportée dans les études menées par Ferchichi et al. (2019) dans la région des Mogods (Nord de la Tunisie), par Allem et al. (2017) sur les mares temporaires d'Annaba, par Fetnaci et al. (2019) au lac Fetzara et par Ali Tatar et al. (2023) dans les mares tourbeuses de la petite Kabylie de Collo (Nord-Est algérien).

Notre richesse floristique remarquable est attribuée à la variété des habitats présents dans les neuf mares étudiées, incluant des mares à eau stagnante et à eau courante, sous des climats

humide, subhumide et semi-aride, et s'étendant sur une plage d'altitude allant de 500 m à 1100 m au-dessus du niveau de la mer.

Au niveau de la mare Madjen Belahriti, le *Ranunculus aquatilis* L., *Rumex pulcher* L., *Beta vulgaris* subsp. *maritima* (L.) Arcag., *Cardamine hirsuta* L., *Juncus bufonius* L., *Ornithopus compressus* L. et *Portulaca oleracea* L. sont les taxons particulièrement adaptés au stress hydrique et capables de tolérer des niveaux modérés de salinité. Les taxons d'*Alisma plantago-aquatica* L., *Ranunculus aquatilis* L., *Cardamine hirsuta* L., *Cardamine parviflora* L., *Eryngium campestre* L., *Isoetes histrix* Durieu ex Bory, *Juncus effusus* L., *Mentha aquatica* L., *Rumex conglomeratus* Murray et *Rumex pulcher* L. occupent les parcelles plus ou moins inondées de milieu aux bords de la mare. Cette ceinture floristique est déjà identifiée pour les mares de la Numidie (de Bélair et al., 2005).

I.3.4. Diversité biologique

En ce qui concerne les types biologiques, les thérophytes qualifiés comme déserteurs (Chermat et al., 2013) comprenant 137 taxons, se révèlent être les plus dominants dans les mares étudiées. Cette prédominance méditerranéenne s'explique par l'utilisation de la thérophytie comme stratégie d'adaptation aux conditions difficiles, permettant ainsi de survivre lorsque les conditions deviennent défavorables (Raunkiaer, 1934; Benaradj et al., 2021, El Bouhissi et al., 2021) et dans notre cas elle témoigne de l'adaptation des communautés des espèces annuelles aux variations saisonnières (Williams, 2005 ; Megharbi et al., 2016), favorisant les espèces à cycle court qui investissent davantage dans la reproduction sexuée que dans le développement végétatif (Rhazi et al., 2006). Les hémicryptophytes, qui prospèrent dans des milieux humides riches en matière organique, sont également bien représentés avec 90 taxons (Belouahem-Abed et al., 2009 ; Djebbouri et Terras, 2019). Cette diversité peut également s'expliquer par l'importance de la microflore du sol (Fetnaci et al., 2019).

Barbéro et Quézel (1989) ont signalé que les géophytes et les phanérophytes régressent vers les pelouses (Fetnaci et al., 2019), où elles sont occupées respectivement par 36 et 24 taxons de l'ensemble de notre spectre biologique. Par rapport aux phanérophytes, les chaméphytes (13 taxons) sont des espèces bien adaptées à la salinité et l'aridité du sol (Ghafoul et al., 2019). Ces trois derniers types sont beaucoup moins imposants étant donné le comportement adaptatif à la fois compétitif et agressif (Ouelmouhoub et Benrima, 2021). Avec seulement quatre taxons, les hélrophytes constituent le groupe le moins important, dont le gradient hydrique ayant un impact significatif sur le développement de la végétation dans les zones humides (Zouaidia et al., 2015 ; Hammana et al., 2024).

D'après les prospections de terrain et les résultats obtenus, la végétation amphibie et terrestre est nettement plus répandue que celle des hydrophytes au centre des mares. Cette abondance s'explique par la fertilité du sol, caractérisée par une forte teneur en carbone et en matière organique, l'abondance de la pédofaune ainsi que par la production d'exsudats des racines et des feuilles, avec la présence d'une relation symbiotique entre la pédofaune, les champignons et les bactéries jouent également un rôle important, étant reconnues comme des facteurs stimulants de la croissance végétale (Ziane et al., 2021 ; Middleton, 2023).

I.3.5. Diversité phytogéographique

L'idée avancée par de Bélair et al. en 2005 concernant les conditions environnementales de l'installation est étayée par le fait que les diverses variétés de chorologie s'accordent bien avec la grande diversité florale de la région du Nord-Est algérien. L'analyse des principaux types chorologiques confirme que ces zones humides appartiennent à la communauté floristique méditerranéenne, conformément aux observations de Quézel (1926-2015) pour l'ensemble des pays d'Afrique du Nord (Médail, 2016 et 2018). La prédominance de l'élément méditerranéen, représentant 66,25 % de la flore identifiée, correspond de manière significative aux proportions observées dans les mares algériens (Jamaa et al., 2010 ; Allem et al., 2017 ; Fetnaci et al., 2019) et tunisiens (Ghrabi-Gammar et al., 2009 ; Ferchichi Ben Jamaa et al., 2014).

I.3.6. Valeur patrimoniale

Selon les gradients climatiques (précipitation, température) et hydrologique (salinité et niveau de l'eau), le bassin méditerranéen contient une quantité remarquable d'endémisme (Coussin, 2021) dont le Nord-Est de l'Algérie abritant une collection d'espèces florales à la fois rares et potentiellement menacées (Médail et al., 1998 ; Hamel et al., 2013 ; Ferchichi et al., 2014).

L'endémisme est estimé à 8,83% de la flore inventoriées, soit 6,03% et 6,88% respectivement de la flore totale endémique de l'Algérie et du Nord de l'Algérie estimés à 464 et 407 taxons ; la rareté est estimée à 5.05% de la flore inventoriées, soit 0,88% et 0,98% respectivement de la flore rare de l'Algérie et du Nord de l'Algérie estimés à 1818 et 1630 taxons (Véla et Benhouhou, 2007). Au nombre de onze, la plupart des espèces endémiques recensées dans notre étude sont algéro-tunisiennes, les *Apiaceae* et les *Lamiaceae* sont les familles les plus ou moins abondantes en termes de taxons endémiques et rares. La majorité des espèces endémiques identifiées sont associées au hotspot de biodiversité connue sous le nom de Kabylie-Numidie-Kroumirie (Véla et Benhouhou, 2007). Leur nombre est comparable à celui observé dans la végétation endémique de la péninsule d'Edough (Hamel et al., 2013), ainsi que dans la région de Souk Ahras (Touati et al., 2021). Ce nombre dépasse même celui enregistré dans les zones

humides du Nord-Est algérienne (Allem et al., 2017 ; Fetnaci et al., 2019 ; Ali Tatar et al., 2023). Ces effectifs rares ou menacés démontrent leur besoin de milieux appropriés et d'une protection urgente contre les menaces actuelles (Hammana et al., 2024).

Quatre des taxons de notre flore figurent sur la liste rouge de l'UICN (2025), soit 0,22% du 1810 taxons du Bassin méditerranéen et 1,16% du 345 taxons des régions y compris l'Algérie (Valderrábano et al., 2018), à noter que le *Juncus heterophyllus* L.M. Dufour est considéré comme rare dans la région d'étude (R), les 3 taxons de *Scrophularia tenuipes* Coss. & Durieu ex Coss., *Serapias lingua* subsp. *stenopetala* (Maire & T. Stephenson) Maire & Weiller et *Solenopsis bicolor* (Batt.) Greuter & Burdet sont des endémiques Algéro-Tunisiennes. En outre, six espèces sont protégées sur la liste de 449 espèces protégées et non cultivées en Algérie (J.O.R.A, 2012), parmi lesquelles, le *Bunium crassifolium* (Batt.) Batt. est à la fois très rare (RR) et endémique algéro-tunisien, *Cardamine parviflora* L. est rare (R), *Illecebrum verticillatum* L. est très rare (RR) et pour les deux espèces de *Cyclamen africanum* Boiss. & Reut. et *Phlomis bovei* de Noé sont des endémiques du Maghreb (Algérie, Tunisie et Maroc). A noté que près de 147 taxons sont trouvés qu'une seule fois dans un seul site. En effet, la présence de ces taxons patrimoniaux s'explique par la dynamique et les caractéristiques fonctionnelles propres à ces environnements humides (Grillas et al., 2004).

I.3.7. Influence des variables environnementales sur la richesse floristique des zones humides

Voir les particularités écosystémiques, le scientifique Van Rees et ses collègues considèrent que la biodiversité d'eau douce doit être classée comme un « troisième domaine » menacée et sous-estimée par rapport aux autres biotopes marins et terrestres (van Rees et al., 2021). Sur le pourtour méditerranéen, de nombreux événements paléogéographiques et changements du cycle climatique ont conduit à l'émergence d'une grande biodiversité (Médail, 2022 ; Kaniewski et al., 2024).

Même si cette biodiversité végétale a émergé, elle demeure fragile. L'étude menée par Minev-Benzecry et Daru (2024), qui modélise la distribution floristique mondiale en tenant compte de facteurs clés, révèle une forte probabilité d'homogénéisation floristique sous l'influence de la rapidité et de l'ampleur des changements environnementaux. Parmi lesquels figurent l'hétérogénéité saisonnière thermique et la variation altitudinale (Minev-Benzecry et Daru, 2024).

La disposition actuelle de la végétation est principalement due à l'instabilité climatique observée au cours du Pléistocène et du Pliocène (De Beaulieu et al., 2005) ainsi qu'à la longue durée des effets de l'homme sur l'éco-dynamique méditerranéenne (Médail et Diadema, 2006).

Il est bien connu que les formations topographiques influencent la biodiversité. De plus, la floraison sensible à la température et la photopériode (Ricklefs et Relyea, 2019) et les caractéristiques géomorphologiques, ajoutant la profondeur de l'eau et la dynamique temporelle des inondations, affectent la différenciation spatiale de ces biotopes notamment chez la communauté des herbacées dont la perturbation de chacun influence l'installation, la distribution voire la disparition de certains taxons (Jimeno et al., 2025). La composition de la communauté florale influencée par l'hétérogénéité spatiale, principalement déterminée par les altitudes et les effets du pâturage (Zedam et al., 2022), conditionne l'ouverture des milieux, la présence ou non d'une stratification ainsi que le maintien d'une communauté diversifiée par le développement d'héliophiles dont la majorité des annuelles font partie (Ferchichi et al., 2014). En fonction de son intensité, de sa fréquence et du contexte géographique, on peut considérer l'impact du surpâturage comme un facteur clé dans la dynamique spatio-temporelle de la région (Fenu et al., 2022) et ceci est clairement évident dans nos résultats à travers l'analyse de corrélation entre la richesse floristique et les variables environnementales. Il a été une composante essentielle des discussions scientifiques (Bakker et al., 2006 ; Myrnerud, 2006 ; Manousidis et al., 2016 ; Guo et Chen, 2024) à l'échelle des écosystèmes forestiers et des zones humides (Mesleard, 2023 ; Ye et al., 2025).

Le pâturage modéré agit comme un régulateur écologique bénéfique, en stimulant plusieurs processus naturels qui soutiennent la résilience des écosystèmes. Il favorise notamment la fragmentation spatiale de la végétation, la diversité floristique et une productivité communautaire accrue, grâce à une amélioration significative de la qualité du sol. Cette amélioration se manifeste par une hausse des teneurs en matière organique, en carbone stocké, et en nutriments essentiels tels que l'azote et le phosphore, en lien avec une activité enzymatique (Mosier et al., 2021 ; Zhang et al., 2023) et microbienne renforcée (Ren et al., 2024). Ces transformations contribuent à la stabilité structurelle des sols et à une meilleure rétention hydrique, tout en créant des conditions propices à la biodiversité globale (Tuo et al., 2024).

Par ailleurs, la présence modérée d'herbivores permet une accumulation équilibrée de litière, contribuant à un cycle organique sain et à une dynamique végétale stable. Ce contexte écologique soutient également la disponibilité des éléments nutritifs sous diverses formes, dont les solides dissous totaux. À l'inverse, un pâturage excessif induit des pressions mécaniques et

biologiques, telles que le piétinement, la défoliation intensive ou le dépôt excessif de matières organiques brutes, qui altèrent la structure végétale et dégradent les fonctions du sol, compromettant ainsi l'équilibre de l'ensemble des composantes écosystémiques (Lefebvre et Gallet, 2017).

I.3.8. Mosaïque de la végétation

Notre végétation représente un exemple typique des mares temporaires oligotrophes méditerranéens. Ces communautés herbacées connaissent une diminution de leur développement depuis la phase bioclimatique humide jusqu'à la phase semi-aride, passant ainsi d'une formation méditerranéenne humide à une formation sclérophylle moins diversifiée (Rhazi et al., 2001 ; Bonnet et al., 2005 ; Touati et al., 2021). Cette transition est observable dans la structuration des mares en trois ceintures concentriques, basées sur un gradient hydrologique associé à la topographie (pente), où la taille des grains de sédiment et la durée d'immersion varient de la périphérie vers le centre. Cette organisation favorise la cohabitation d'une variété d'espèces, comme l'ont également remarqué des chercheurs en Tunisie (Ferchichi Ben Jamaa et al., 2014), au Maroc (Rhazi et al., 2001 et 2006) et en Sardaigne (Bagella et al., 2009). Cependant, cette transition joue un rôle crucial dans les régressions ultérieures de la biodiversité des zones humides, où l'on observe l'émergence d'espèces mieux adaptées à des conditions xérophiles ou indicatrices de pollution anthropique, telles que *Oxalis pes-caprae* L., *Erigeron bonariensis* L., *E. canadensis* L., *Cotula coronopifolia* L., *Lemna minor* L., *Xanthium strumarium* L. et *Typha domingensis* Pers., ainsi qu'*Arctotheca calendula* (L.) Levyns. qu'était apparue dans le Parc National d'El Kala dans le Nord-Est de l'Algérie qu'ont fait leur apparition en réponse aux pressions d'anthropisation (Agriculture et urbanisation) (Hamel et al., 2020). Les changements climatiques ont provoqué le remplacement des espèces adaptées à l'humidité par des espèces résistantes à la sécheresse, car les conditions locales ne peuvent plus compenser les déficits en eau pendant les étés, surtout dans les environnements mésophiles (Vennetier, 2020). Ces sécheresses récurrentes ont franchi un seuil critique, mettant en péril même les espèces considérées comme résilientes, menaçant ainsi la floraison, les pollinisateurs et l'ensemble de la chaîne alimentaire des zones humides (Vennetier, 2020). Les taxons hydrophytes, qui se développent dans des environnements argileux-sableux et sont sensibles aux inondations, jouent un rôle crucial dans la végétation des zones humides, car ils sont capables de résister aux stress causés par les inondations (Zouaidia et al., 2015 ; Allem et al., 2017). Cette corrélation met en lumière l'impact direct du changement climatique sur la composition des écosystèmes, entraînant une redistribution des espèces et une transformation

significative des caractéristiques des zones humides, ce qui a des implications majeures pour l'agriculture et la biodiversité (de Bélair et al., 2005 ; Fetnaci et al., 2019).

I.3.9. Menace sur la biodiversité floristique des mares étudiées

La composition florale de notre zone d'étude semble être influencée par divers paramètres environnementaux qui contribuent à une hétérogénéité spatiale, favorisant l'émergence de mosaïque d'habitats (Zedam et al., 2022). L'activité agricole exerce une influence significative sur la diversité et la spécificité des espèces végétales ($p > 0,7$), bénéficiant du couvert végétal et des feux de forêt ($0,5 < p < 0,6$). En revanche, le surpâturage affecte négativement la richesse et la distinction taxonomique ($r^2=0,2817$; $p \sim 0.1$). Bien que le risque d'incendie annuel dans ces zones, notamment à El-Matlegue et El-Batha ($r^2=0,2454$; $p=1751$), soit relativement modéré par rapport à d'autres régions d'Algérie (Meddour-Sahar et Bouisset, 2013), la conversion de l'environnement en réservoirs presque permanents utilisés pour la lutte contre les incendies ou l'irrigation constitue une menace inhabituelle qui met en péril ce patrimoine, aggravée par un développement touristique non contrôlé (Grillas et al., 2004 ; Zedam et al., 2022). En outre, l'analyse considère ce facteur comme le deuxième le plus influent, après l'agriculture, dans la distinction taxonomique, préservant ainsi les espèces mieux adaptées et favorisant un écosystème plus diversifié et donc plus résilient (Lloret et Zedler, 2009 ; Gamoun et al., 2011).

Il est bien établi que l'altitude, oscillant entre 500 mètres et 1100 mètres, ainsi que la pente, généralement modérée à abrupte, à l'exception des cas de Taoura et Lac Burgas, influent la biodiversité de l'est de l'Algérie (Laala et Alatou, 2017), ce qui à son tour impacte la richesse des zones humides en termes de température et de floraison photopériodique (Ricklefs et Relyea, 2019). La perturbation de chacun de ces facteurs influence l'établissement et la répartition de certaines taxons (Rhazi et al., 2009).

La pression agropastorale, surtout au niveau de Guelta Zarga Nigricans et Madjen Belahriti, favorise certaines espèces indigènes compétitives et opportunistes d'une nature hydrophile, peu attrayantes pour le bétail (Chauvel et al., 2018). Cependant, il entraîne la déforestation dans les écosystèmes forestiers tels que Taoura, Lac Burgas et Taya Rocaille, en particulier à proximité des zones humides (Médail et Diadema, 2006 ; Sissaoui et al., 2017).

Les effets du pâturage non contrôlé, observés à El-Matlegue, El-Batha, Taoura, Lac Burgas, Guelta Zarga Nigricans, Guelta Zarga Effusus, Taya Ranuncule et Madjen Belahriti, se manifestent par une forte entrée d'azote, favorisant l'arrivée d'espèces nitrophiles, le piétinement et la substitution des espèces hydrophiles oligotrophes par des espèces résistantes au stress,

principalement des annuelles et des opportunistes, dans les habitats temporaires (Grillas et Roché, 1997 ; Bouahim et al., 2010 ; Ferchichi et al., 2014 ; Hamel et al., 2019). Par conséquent, la présence de bétail peut compromettre le biotope par des mécanismes physico- chimiques, altérant la qualité de l'eau (augmentation de l'eutrophisation par le fumier), des sédiments (réduction de la teneur en matière organique) et du couvert végétal (entraînant une perte de biomasse due à la défoliation, aux excréments d'excréments solides et liquides et au piétinement) (Lefebvre et Gallet, 2018).

Dans les zones humides, les précipitations et les nappes souterraines ont un impact sur le régime hydrique, tandis que l'infiltration et l'évaporation, l'irrigation des cultures et l'activité animale contrôlent les pertes d'eau (Blanco-Coronas et al., 2020). Les gradients écologiques (texture et structure du sous-sol, profondeur, pH, humidité, etc.) sont déterminés par la topologie et l'inondation, qui se combinent avec des facteurs biologiques (impact des animaux, compétition intra et interspécifique, composition des nutriments, etc.) pour influencer fortement la zonation ; la croissance est hétérogène et les taxons structurés en micro et méso-habitats bénéficient de taux de renouvellement élevés lorsque ces conditions varient d'une période à l'autre (Grillas et Roché, 1997 ; Sánchez-Higueredo et al., 2025). Selon notre analyse statistique, si les valeurs de temporalité et faciès et la profondeur sont inférieures, elles ont un impact négatif sur la biodiversité et la bio résistivité par contre la porosité de sol et le taux de recouvrement des espèces ligneuses.

Il demeure complexe d'évaluer avec précision l'influence de la fréquence des comportements de fouille des sangliers sur la dynamique spatiale des zones humides. En effet, ces derniers perturbent le sol en consommant l'ensemble des structures végétatives, notamment les parties souterraines telles que les racines, rhizomes et tubercules (Welanders, 2000 ; van Leeuwen et al., 2025). Parallèlement, les herbivores, en broutant les parties aériennes des plantes amphibies, participent également à la transformation des habitats. Ces interactions, combinées aux régimes de feu, façonnent l'architecture et la résilience écologique des biotopes, pouvant générer un stress biologique supplémentaire, positif ou négatif, selon l'intensité et la fréquence de ces perturbations (Beebe et al., 2024 ; Kirkland et al., 2024 ; Plumanns-Pouton et al., 2025).

I.3.10. Conservation du patrimoine végétal

Conformément à la directive "Habitats" de l'Union européenne (92/43/EEC), les biotopes temporaires méditerranéens sont considérés comme des habitats prioritaires à protéger (Vasilatos et al., 2019 ; Gennari et al., 2024). Ces milieux abritent une biodiversité remarquable, incluant des espèces rares et menacées, dont la vulnérabilité est exacerbée par les pressions anthropiques croissantes (Grillas et al., 2004). À ce titre, les zones humides situées sur la côte

Nord-est algériens présentent une valeur écologique équivalente à celle des biotopes méditerranéens protégés. Elles devraient ainsi être considérées comme prioritaires en matière de conservation à court et long terme, cette reconnaissance est d'autant plus justifiée qu'elles partagent des caractéristiques écologiques communes avec de nombreux sites inscrits à la Convention de Ramsar et qu'elles s'intègrent pleinement dans le cadre de la stratégie de coopération régionale méditerranéenne. Or, l'ensemble des écosystèmes méditerranéens est confronté à un déclin alarmant, principalement induit par les effets cumulatifs des changements globaux passés et actuels et notamment par les activités humaines (Megharbi et al., 2016 ; Coquin et al., 2022).

L'estimation des limites éco-floristiques de ces mares les considère comme des "sous-unités d'interprétation" ou des segments de territoire d'intérêt physico-chimique, biologique et patrimonial. Ces sous-unités d'interprétation sont regroupées de manière particulière avec un niveau de confiance de 95 %, ce qui suggère des affinités sélectives entre les éléments de l'écosystème, les regroupant en unités territoriales ainsi que sémiotiques. Les quatre mares dans lesquels les valeurs ZPC*END sont plus élevées présentent une certaine superposition des espèces avec de nombreuses autres mares, à l'exception de El-Batha, qui présente des limites fortes voire très fortes avec beaucoup d'entre eux, ce qui en fait un intérêt particulier pour les efforts de conservation. Ces endémiques limitrophes de El-Batha ne correspondent pas tant à des zones d'hyperendémisme spécialisé qu'à des zones biogéographiques étendues où les espèces endémiques ne sont pas rares localement et peuvent même être abondantes (Véla et Benhouhou, 2007 ; Hamel et al., 2025).

Ces écosystèmes particuliers, soumis à une exploitation intensive, présentent aujourd'hui des dysfonctionnements écologiques, car l'utilisation des ressources naturelles a largement dépassé leur capacité de renouvellement. Dans ce contexte, le rôle de l'élément humain devient crucial parce que ses choix et ses actions en matière de gestion durable des ressources influencent directement la dynamique des écosystèmes et peuvent contribuer à prévenir l'extinction progressive des biotopes (Médail et Diadema, 2006 ; Bleu, 2020).

Notre recherche met en évidence la diversité floristique souvent sous-estimée des mares temporaires du Nord-Est de l'Algérie, en prenant en compte le contexte biogéographique et les différents facteurs environnementaux qui influencent la diversité des sites. Les études futures devraient explorer d'autres paramètres physico-chimiques susceptibles d'affecter les limites éco-floristiques des mares identifiés, offrant ainsi des perspectives précieuses sur les mécanismes sous-jacents de la biodiversité. Une attention particulière doit être portée aux implications de conservation associées aux limites fortes identifiées, afin d'évaluer leur impact

potentiel sur des stratégies plus vastes visant à préserver les mares temporaires dans la région. Le manque de suivi régulier et de gestion des pratiques humaines constitue une menace significative, susceptible d'entraîner des perturbations structurelles et la destruction de ces écosystèmes à court ou moyen terme. Pour y remédier, des mesures de conservation adaptées au patrimoine naturel des zones prioritaires comme El-Matlegue, Taya Rocaille, El-Batha et Guelta Zarga Effusus sont indispensables pour les plans d'eau en haute altitude, à vocation forestière ou préforestière (Touati, 2021). Une évaluation systématique de l'écologie de ces habitats est cruciale pour une planification efficace de la conservation. Le jeu de données recueillies reflète l'état encore sauvage et fragile de la zone étudiée, nécessitant la mise en œuvre d'initiatives socio-économiques pour assurer sa préservation. Étant donné l'importance écologique profonde et la vulnérabilité intrinsèque des communautés biotiques de la région, la situation alarmante et le déclin rapide des écosystèmes de zones humides dans le Nord-Est de l'Algérie, comme le souligne cette étude, nécessitent de toute urgence la mise en place de mesures de conservation appropriées et la gestion éclairée des activités anthropiques (Belouahem-Abed et al., 2011 ; Allem et al., 2017 ; Fetnaci et al., 2019).

I.3.11. Proposition d'un nouveau sous mini ZIP régional (Djebel Taya-Medjerda)

Au cours des deux dernières décennies, la mise en œuvre de stratégies de préservation de la biodiversité végétale en Algérie aurait pu être facilitée par la désignation d'habitats en tant que Zones Importantes pour les Plantes (ZIP), conformément aux critères établis par Benhouhou et al. (2018), ou par leur intégration dans le réseau des sites Ramsar, tel que suggéré par Grillas et al. (2004). La conservation de ces zones face aux menaces croissantes du changement climatique et des pressions anthropiques demeure cruciale, soulignant la nécessité de mesures proactives pour assurer leur préservation à long terme.

Les recherches floristiques menées dans les wilayas de Guelma et de Souk Ahras, situées dans le nord-est de l'Algérie, ont révélé une richesse floristique remarquable, caractérisée par la présence d'espèces endémiques rares et protégées par la législation nationale. Notamment, neuf mares temporaires naturelles ont été identifiées, dont quatre présentent une biodiversité floristique exceptionnelle, des contraintes écologiques spécifiques et des caractéristiques édaphiques distinctes, les qualifiant ainsi comme zones prioritaires de conservation (ZPC). Ces sites répondent aux critères établis pour la désignation des ZIP dans le bassin méditerranéen (Benhouhou et al., 2018), notamment la présence d'espèces menacées, endémiques à aire restreinte ou localement rares.

En conséquence, nous proposons la création d'une ZIP régionale s'étendant de la région de l'oued Medjerda, dans la wilaya de Souk Ahras, jusqu'à la localité d'El Taya, dans la wilaya de Guelma (Fig. 40) . Cette initiative vise à renforcer les efforts de conservation de la flore patrimoniale en Algérie et à intégrer ces zones dans les stratégies nationales de préservation de la biodiversité. La mise en place de cette ZIP permettrait également de constituer une base de données complète, essentielle pour préserver la diversité biologique de cette région face aux défis mondiaux, notamment climatiques et anthropiques.

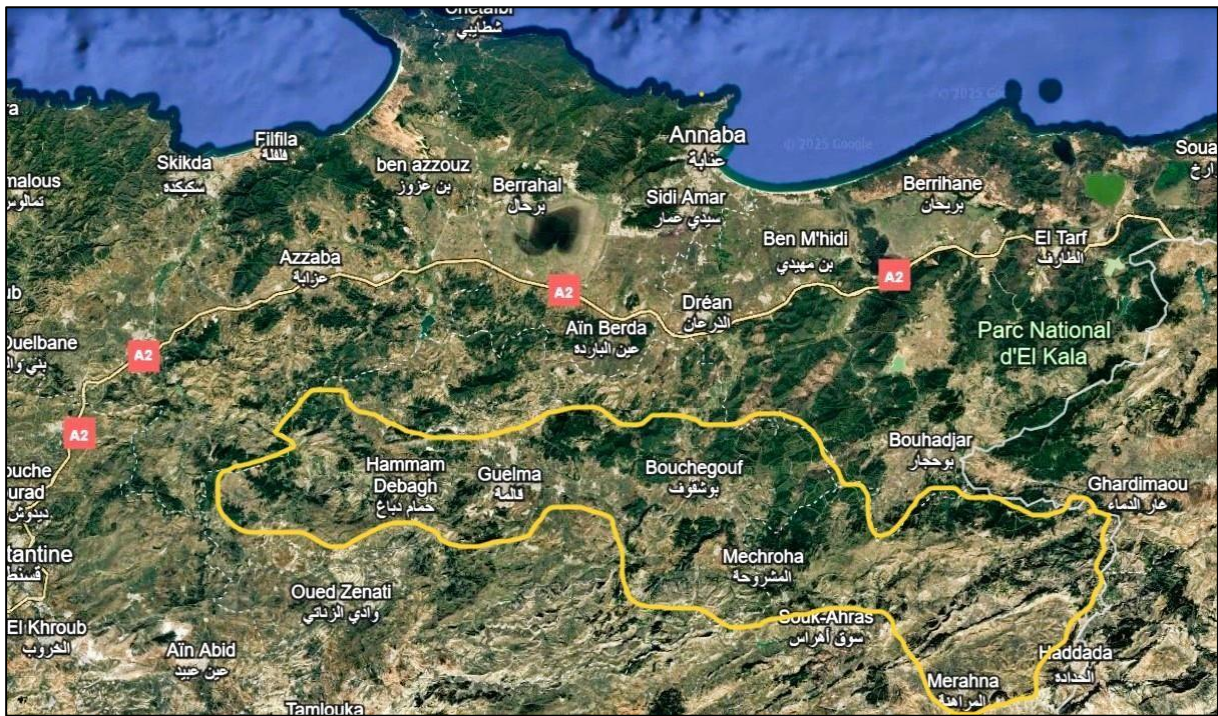


Figure 40 : Limite biogéographique de mini ZIP régional (Djebel Taya-Medjerda) proposée (HAMMANA. C 01/01/2024).

Partie II :

ETUDE MYCOLOGIQUE

Mycorhization par les champignons mycorhiziens à
arbuscules

II. 1. Introduction

Les mares temporaires méditerranéennes constituent des écosystèmes singuliers à forte variabilité hydrologique, caractérisés par une alternance de phases d'inondation et de dessèchement qui module profondément leur fonctionnement écologique. Ces habitats abritent une flore spécifique, composée d'espèces capables de tolérer des contraintes environnementales extrêmes, telles que la sécheresse prolongée, la fluctuation du niveau d'eau et la faible disponibilité en nutriments. Dans ce contexte, la survie et la performance de nombreuses plantes reposent sur des stratégies adaptatives complexes des symbioses mycorhiziennes.

Les champignons mycorhiziens à arbuscules (CMA), en particulier, établissent des associations mutualistes avec la majorité des plantes terrestres, facilitant l'absorption de l'eau et des éléments minéraux, tout en renforçant la tolérance au stress et la stabilité physiologique des hôtes. Ces interactions souterraines constituent ainsi un levier écologique essentiel pour le maintien et la résilience des communautés végétales dans les zones humides temporaires.

L'objectif de cette étude est d'évaluer la colonisation mycorhizienne au sein de différentes espèces végétales spontanées colonisant les trois ceintures de nos mares. Plus précisément, il s'agit d'analyser les paramètres représentatifs de la symbiose comme la fréquence (F%), l'intensité globale (M%) de la mycorhization et la proportion d'arbuscules globale (A%) afin de déterminer le degré de dépendance des plantes aux CMA et d'identifier les associations les plus fonctionnelles selon les conditions écologiques locales.

L'analyse de ces paramètres permettra d'apporter un éclairage sur le rôle écologique des champignons mycorhiziens à arbuscules dans la structuration et la dynamique de la végétation des mares temporaires. À terme, ces résultats contribueront à mieux comprendre les mécanismes d'adaptation et de résilience de la flore méditerranéenne face aux stress abiotiques et à envisager le potentiel d'utilisation des CMA dans les programmes de restauration écologique et de gestion durable des zones humides.

II.2. Matériels et Méthode

II.2.1. Échantillonnage des plantes hôtes pour l'analyse mycorhizienne

Entre 2019 et 2023, l'étude de la colonisation mycorhizienne a porté sur un ensemble d'espèces végétales spontanées réparties dans neuf mares temporaires. Les prélèvements ont été réalisés de manière à représenter la diversité des conditions hydrologiques propres à ces écosystèmes, en intégrant les trois principales ceintures écologiques jusqu'à 5 mètres des berges (Zones aquatiques, amphibie et terrestre périphérique).

Les échantillons végétaux ont été prélevés au sein des quatre directions cardinales à l'aide d'une pelle manuelle, de manière à extraire l'ensemble du système racinaire accompagné de sa motte de sol, afin de préserver au mieux les structures mycorhiziennes jusqu'à leur traitement en laboratoire. La profondeur de prélèvement, généralement comprise entre 10 et 30 cm, correspond à la zone racinaire active où se développent majoritairement les champignons mycorhiziens à arbuscules (CMA).

Ce protocole a permis d'intégrer la variabilité spatio-temporelle des communautés végétales ainsi d'obtenir un matériel diversifié en garantissant une évaluation fiable du taux de colonisation mycorhizienne à arbuscules.

II.2.2. Préparation des solutions

La préparation des solutions de fixation et de coloration a été réalisée conformément au protocole de Phillips et Hayman (1970), dans le but de mettre en évidence les structures mycorhiziennes au sein des racines. Deux solutions principales ont été utilisées :

Une solution d'hydroxyde de potassium (KOH) à 10 %, destinée à la clarification des tissus racinaires. Elle permet la dissolution des contenus cellulaires internes tout en préservant les parois cellulaires, facilitant ainsi la visualisation des structures fongiques lors de l'observation microscopique.

Une solution de bleu de trypan à 0,03 %, utilisée pour colorer spécifiquement les structures mycorhiziennes, telles que les hyphes internes, les vésicules et les arbuscules. Cette coloration permet une distinction nette entre les tissus végétaux et les éléments fongiques. Les protocoles détaillés de préparation de ces solutions sont schématisés en Annexe 02.

II.2.3. Préparation des racines pour la mise en évidence des structures mycorhiziennes

Les plantes spontanées, accompagnées de leurs systèmes racinaires et d'une portion de leur sol humide prélevées sur le terrain, ont été conservées dans des conditions fraîches. Cette précaution vise à préserver la vitalité des tissus et la stabilité des structures mycorhiziennes

jusqu'au traitement en laboratoire.

Au laboratoire, les racines ont été délicatement nettoyées à grande eau afin d'éliminer les résidus de sol. Lorsque les échantillons concernaient les petites plantes, l'ensemble du système racinaire a été conservé, après une coupe nette au niveau du collet. Pour les espèces de plus grande taille, seule une portion représentative des racines a été prélevée. Ces fragments ont ensuite été transférés dans des tubes à essai pour subir la procédure de coloration, suivant le protocole adapté de Phillips et Hayman (1970).

La clarification des tissus a été effectuée en immergeant les racines fines dans une solution de KOH à 10 %, chauffée à 90 °C dans un bain-marie pendant 15 à 25 minutes. La durée a été ajustée en fonction de la pigmentation naturelle et du degré de lignification des échantillons racinaires.

Après clarification, les racines ont été soigneusement rincées à l'eau courante, puis éponnées à l'aide de papier absorbant. Elles ont ensuite été immergées dans une solution de bleu de trypan à 0,03 %, à nouveau chauffée à 90 °C durant 10 à 15 minutes. Ce colorant a permis de révéler les structures fongiques intracellulaires et intercellulaires, notamment les arbuscules et les vésicules. Un rinçage final à l'eau a permis d'éliminer l'excès de colorant.

Les racines ainsi colorées ont été conservées dans des piluliers, immergées dans une solution eau-glycérol, et placées au réfrigérateur à une température comprise entre 3 et 4 °C, afin de préserver les échantillons jusqu'à leur observation.

Pour l'analyse microscopique, trente fragments d'environ un centimètre ont été sélectionnés pour chaque échantillon. Ils ont été montés entre lame et lamelle avec une goutte de glycérol, puis légèrement pressés afin d'aplatir les tissus et de favoriser la visibilité des structures mycorhiziennes. L'observation a été réalisée à l'aide d'un microscope optique (Phillips et Hayman, 1970). L'ensemble des étapes de ce protocole et de la coloration sont résumés dans les figures 41 et 42.

II.2.4. Observation microscopique

L'observation des échantillons préparés a été réalisée au moyen d'un microscope optique binoculaire de marque OPTIKA (Italie), permettant des grossissements variables selon les besoins d'analyse. Les objectifs utilisés étaient de X10, X40 et X60, offrant une flexibilité pour examiner les structures mycorhiziennes avec différents niveaux de détail (Fig. 41, h).

Le grossissement a été sélectionné en fonction de la précision requise pour visualiser distinctement les organites fongiques, tels que les hyphes, les vésicules et les arbuscules. L'objectif X10 a principalement servi à localiser les zones d'intérêt, tandis que les grossissements X40 et X60 ont été privilégiés pour une observation approfondie des structures

intracellulaires. Chaque fragment racinaire a été soigneusement examiné afin d'évaluer la fréquence et l'intensité de la colonisation mycorhizienne.



Figure 41 : Schéma photographique du protocole complet : conservation, préparation, clarification, coloration et observation microscopique des racines endomycorhizées. (a : préservation racine de plante/sol, b : rinçage avec assèchement du système racinaire, c : la mise en place des racines dans les tubes à essais, d : dépigmentation avec KOH, e : dépigmentation à bain- marie à 90°C, f : coloration avec bleu de trypan, g : coloration dans un bain-marie à 90°C, h : observation microscopique) (Cliché HAMMANA C. 06/12/2021).

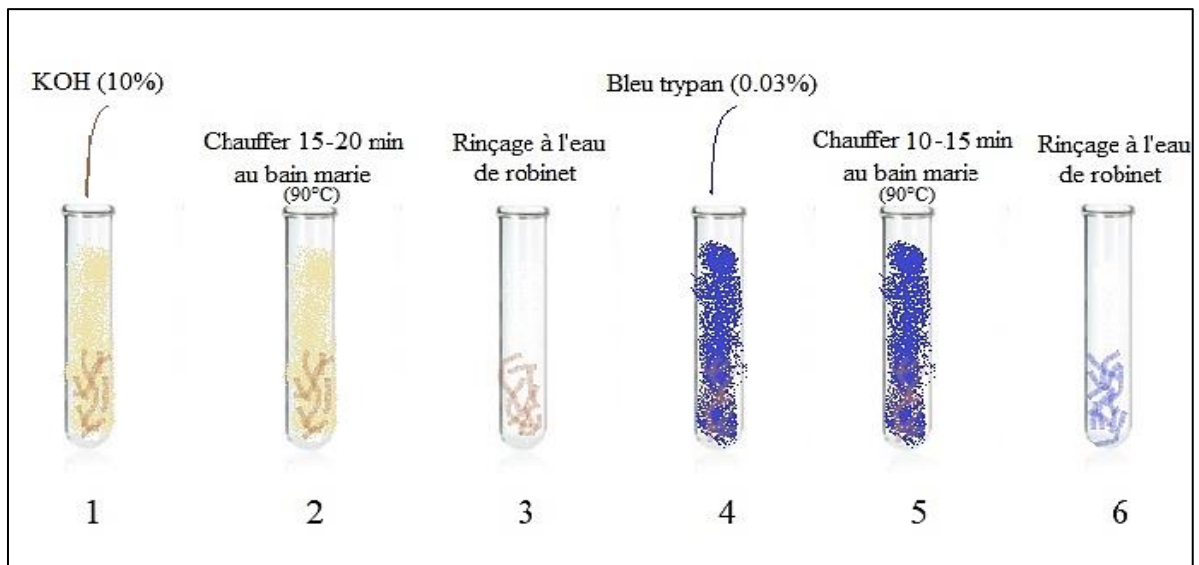


Figure 42 : Représentation schématique résume les étapes de coloration des structures endomycorhiziennes (HAMMANA C. 08/08/2024).

II.2.5. Estimation de la mycorhization des racines

L'évaluation de la colonisation des racines par les champignons mycorhiziens à arbuscules (CMA) a été réalisée selon la méthode de Trouvelot et al. (1986), largement reconnue pour la quantification des paramètres mycorhiziens. Cette méthode repose sur l'observation microscopique de fragments racinaires colorés et leur classement selon deux grilles d'évaluation normalisées. La première (Fig. 43) concerne le degré global de colonisation des fragments racinaires, noté de 0 à 5, tandis que la seconde (Fig. 44) évalue l'abondance relative des arbuscules, selon une échelle allant de A0 à A3.

Les observations microscopiques permettent de renseigner une grille d'évaluation détaillée (voir Annexe 03), à partir de laquelle sont calculés les principaux indices : la fréquence de colonisation (F%), l'intensité de la mycorhization (M%) et la proportion d'arbuscules (A%). L'identification des vésicules, structures intracellulaires caractéristiques, est privilégiée car elles sont morphologiquement plus stables et aisément reconnaissables, contrairement aux arbuscules dont la détection peut s'avérer plus délicate (Cuesta, 2013).

L'ensemble des données a été traité à l'aide du logiciel Mycocalc, un outil développé pour automatiser le calcul des paramètres quantitatifs de la colonisation mycorhizienne. (disponible en ligne : <http://www2.dijon.inra.fr/mychintec/Mycocalc-prg/download.html>).

Cinq paramètres principaux ont été calculés pour caractériser la mycorhization :

F% (Fréquence de la mycorhization) : proportion des fragments racinaires colonisés par les mycorhizes.

m% (Intensité de mycorhization des fragments colonisés) : part du cortex racinaire effectivement colonisée dans les fragments où la mycorhization est présente.

M% (Intensité globale de mycorhization) : totale proportion du cortex racinaire colonisé en tenant compte de l'ensemble des fragments analysés.

a% (Intensité arbusculaire dans les zones mycorhizée) : mesure la proportion de la zone colonisée où les arbuscules sont présents, témoignant du potentiel fonctionnel de la symbiose.

A% (Intensité arbusculaire globale) : part totale du système racinaire où des arbuscules ont été détectés.

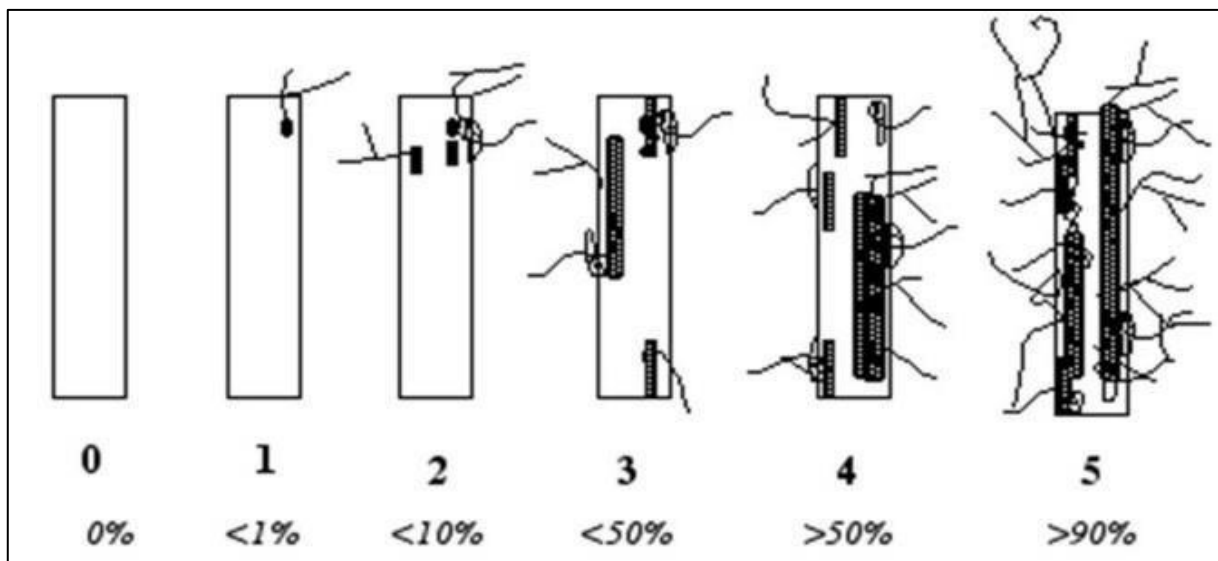


Figure 43 : Échelle de degré de la colonisation des fragments racinaires par les CMA (Trouvelot et al., 1986).

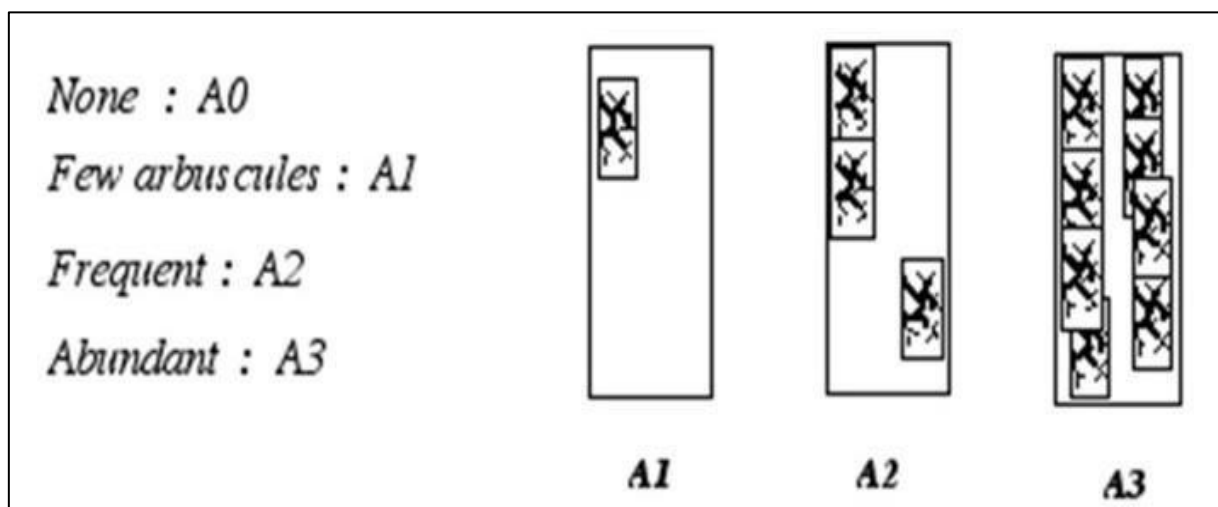


Figure 44 : Degré de l'abondance des arbuscules dans les fragments racinaires mycorhizés (Trouvelot et al., 1986).

II.2.6. Codage des taxons mycorhizés

Pour le traitement numérique des données mycorhiziennes, un système de codage alphanumérique a été élaboré afin d'assurer une identification simple, standardisée et exploitable des taxons dans les analyses statistiques.

Chaque genre botanique a été représenté par une lettre majuscule, à laquelle est associé un chiffre indiquant la position alphabétique de l'espèce au sein de ce genre. Par exemple, le code « X1 » correspond à *Achyrophorus laevigatus* (L.) Talavera & M. Talavera, tandis que « X2 » désigne *Achyrophorus valdesii* J.M. Jiménez, M. Ángeles & al.

Ce codage systématique a été appliqué à l'ensemble des espèces identifiées dans les neuf mares étudiées, permettant une uniformisation des enregistrements et une manipulation facilitée des données au sein des logiciels d'analyse.

Sur cette base, une matrice de données floristiques et mycorhiziennes a été construite. Les paramètres de colonisation (F%, m%, M%, a%, A%) y figurent en colonnes, tandis que les taxons codés sont disposés en lignes selon un classement alphabétique rigoureux.

Le codage par site, détaillé dans les Annexes 04 à 12, a permis d'obtenir une base de données structurée, optimisée pour les analyses comparatives et multivariées. Ce dispositif assure une cohérence entre les relevés de terrain, les observations microscopiques et le traitement statistique des variables mycorhiziennes.

II.2.7. Analyse numérique

II.2.7.1. Corrélation de Pearson

La corrélation de Pearson est considérée comme une méthode statistique bivariée et un outil d'analyse permettant d'évaluer les relations entre variables quantitatives issues de notre étude mycorhizienne. Cette approche vise à mesurer la force et la direction des relations linéaires entre les taxons floristiques mycorhizés recensés sur chaque site et les paramètres de colonisation mycorhizienne correspondants. Le coefficient de corrélation, noté r , varie de -1 à +1, selon la nature de la relation (Chok, 2008):

- Une valeur proche de +1 indique une corrélation positive forte, où les variables évoluent dans le même sens.
- Une valeur proche de 0 signale l'absence de relation linéaire notable.
- Une valeur proche de -1 reflète une corrélation négative forte, où les variables évoluent en sens inverse.

D'après Bolboaca et Jäntschi (2006), une corrélation est jugée forte lorsque r dépasse 0,8 et faible lorsque ce coefficient est inférieur à 0,5. Les calculs ont été réalisés avec le logiciel R, en utilisant le package *ade4* (version 3.0.2) (Core Team, 2013).

II.3. Résultats

II.3.1. Le statut mycorhizien des taxons inventoriés dans les mares d'eau temporaires

Parmi les 317 taxons spontanés recensés, appartenant à 64 familles botaniques et répartis dans 204 genres au sein de neuf zones humides temporaires situées dans les wilayas de Guelma et Souk Ahras, 117 taxons, issus de 72 genres et représentant 30 familles botaniques, ont été identifiés comme étant mycorhizés (Tab. 15).

Tableau 15 : Mycorhization des taxons floristiques inventoriés

Famille	Taxons	Types biologique	Sites	F%	M%	m%	a%	A%
Alismataceae	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	Hél	TAR	100	27.80	27.80	88.69	24.66
Alliaceae	<i>Allium chamaemoly</i> L.	Géo	MTG	76.67	3.93	5.13	3.05	0.12
Alliaceae	<i>Allium chamaemoly</i> L.	Géo	TRN	100	31.40	31.40	94.69	29.73
Alliaceae	<i>Allium chamaemoly</i> L.	Géo	TAR	100	45.03	45.03	99.19	44.67
Alliaceae	<i>Allium triquetrum</i> L.	Géo	TRC	100	49.10	49.10	96.76	47.51
Apiaceae	<i>Bunium crassifolium</i> (Batt.) Batt.	Géo	MTG	93.33	11.60	12.43	14.05	1.63
Apiaceae	<i>Bunium crassifolium</i> (Batt.) Batt.	Géo	TRC	50	1.43	2.87	40.47	0.58
Apiaceae	<i>Eryngium pusillum</i> L.	Hydr	MTG	56.67	7.80	13.76	94.83	7.40
Apiaceae	<i>Eryngium tricuspdatum</i> L. subsp. <i>bovei</i> (Boiss.) Breton	Hém	TRC	96.67	34.60	35.79	96.03	33.23
Apiaceae	<i>Helosciadium crassipes</i> W.D.J. Koch	Hydr	MTG	76.67	15.30	19.96	94.49	14.46
Apiaceae	<i>Helosciadium crassipes</i> W.D.J. Koch	Hydr	BTH	73.33	26.33	35.91	16.77	4.42
Apiaceae	<i>Helosciadium nodiflorum</i> (L.) W.D.J. Koch	Hydr	TAR	76.67	19.87	25.91	73.59	14.62
Apiaceae	<i>Helosciadium nodiflorum</i> (L.) W.D.J. Koch	Hydr	TRC	73.33	18.07	24.64	84.72	15.31
Apiaceae	<i>Helosciadium nodiflorum</i> (L.) W.D.J. Koch	Hydr	GZN	80	8.10	10.13	64.98	5.26
Apiaceae	<i>Thapsia garganica</i> L.	Hém	BRG	36.67	0.37	1	5.45	0.02
Apiaceae	<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn. subsp. <i>webbii</i> (Jury) Kerguélen	Th	TAR	50	2.83	5.67	0.59	0.02

Famille	Taxons	Types biologique	Sites	F%	M%	m%	a%	A%
Araceae	<i>Arisarum vulgare</i> O. Targ. Tozz.	Géo	GZE	73.33	23.30	31.77	59.57	13.88
Asteraceae	<i>Achyrophorus laevigatus</i> (L.) Talavera & M. Talavera	Hém	GZN	76.67	12.67	16.52	93.87	11.89
Asteraceae	<i>Achyrophorus valdesii</i> J.M. Jiménez, M. Ángeles & al.	Th	TAR	70	7.77	11.10	70.60	5.48
Asteraceae	<i>Bellis sylvestris</i> Cirillo	Hém	GZE	73.33	6.33	8.64	82.89	5.25
Asteraceae	<i>Calendula arvensis</i> (Vaill.) L.	Th	MJN	70	18.13	25.90	85.81	15.56
Asteraceae	<i>Calendula arvensis</i> (Vaill.) L.	Th	GZE	100	46.80	46.80	88.88	41.60
Asteraceae	<i>Centaurea calcitrapa</i> L.	Hém	BRG	30	2.23	7.44	9.10	0.20
Asteraceae	<i>Centaurea involucreta</i> Desf.	Hém	BRG	93.33	30.57	32.75	92.24	28.19
Asteraceae	<i>Centaurea sphaerocephala</i> L.	Hém	BRG	30	1.53	5.11	0	0
Asteraceae	<i>Cichorium intybus</i> L. subsp. <i>intybus</i>	Hém	GZE	96.67	47.53	49.17	92.78	44.10
Asteraceae	<i>Crepis vesicaria</i> L.	Hém	MTG	96.67	22.30	23.07	58.45	13.03
Asteraceae	<i>Erigeron bonariensis</i> L.	Th	MTG	100	73.87	73.87	86.47	63.87
Asteraceae	<i>Erigeron canadensis</i> L.	Th	TAR	73.33	4.70	6.41	70.57	3.32
Asteraceae	<i>Helminthotheca echioides</i> (L.) Holub	Hém	MTG	96.67	14.90	15.41	53.18	7.92
Asteraceae	<i>Hyoseris radiata</i> L.	Hém	GZE	90	17.27	19.19	73.65	12.72
Asteraceae	<i>Hyoseris scabra</i> L.	Th	GZN	96.67	12.40	12.83	85.13	10.56
Asteraceae	<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Hém	BRG	96.67	72.67	75.17	75	54.50
Asteraceae	<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Hém	MJN	83.33	13.93	16.72	71.39	9.95
Asteraceae	<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Hém	TRC	40	6.33	15.83	35.47	2.25
Asteraceae	<i>Pulicaria odora</i> (L.) Rchb.	Hém	BRG	3.33	0.03	1	0	0
Asteraceae	<i>Scolymus hispanicus</i> L.	Hém	TAR	90	14.47	16.07	91.27	13.20
Asteraceae	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	Th	BRG	93.33	3.10	3.32	62.26	1.93
Boraginaceae	<i>Heliotropium europaeum</i> L.	Th	GZN	76.67	11.60	15.13	66.95	7.77
Brassicaceae	<i>Brassica procumbens</i> (Poir.) O.E. Schulz	Hém	TAR	3.33	0.03	1	0	0
Brassicaceae	<i>Cardamine parviflora</i> L.	Hydr	TAR	96.67	52.53	54.34	62.06	32.60
Brassicaceae	<i>Nasturtium officinale</i> R. Br.	Hydr	TAR	33.33	0.33	1	5	0.02

Famille	Taxons	Types biologique	Sites	F%	M%	m%	a%	A%
Brassicaceae	<i>Sisymbrium irio</i> L.	Th	TRN	3.33	0.03	1	0	0
Caryophyllaceae	<i>Arenaria cerastioides</i> Poir.	Th	TRC	93.33	36.27	38.86	91.52	33.19
Caryophyllaceae	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	Th	TAR	56.67	5.23	9.24	59.87	3.13
Caryophyllaceae	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	Th	TRC	66.67	10.93	16.40	84.39	9.23
Crassulaceae	<i>Crassula alata</i> (Viv.) A. Berger	Th	TRC	90	37.67	41.85	89.10	33.56
Cyperaceae	<i>Carex pendula</i> Huds.	Hém	TAR	96.67	27.67	28.62	84.40	23.35
Cyperaceae	<i>Carex remota</i> L.	Hém	MTG	90	15.67	17.41	39.40	6.17
Cyperaceae	<i>Carex remota</i> L.	Hém	TAR	33.33	0.33	1	9	0.03
Cyperaceae	<i>Cyperus rotundus</i> L. subsp. <i>rotundus</i>	Géo	MTG	70	8.33	11.90	90.68	7.56
Fabaceae	<i>Hedysarum coronarium</i> L.	Hém	GZE	93.33	19.87	21.29	44.50	8.84
Fabaceae	<i>Lotus corniculatus</i> subsp. <i>preslii</i> (Ten.) P. Fourn.	Th	BTH	83.33	10.70	12.84	80.03	8.56
Fabaceae	<i>Lotus parviflorus</i> Desf.	Th	TAR	100	59	59	92.12	54.35
Fabaceae	<i>Lotus subbiflorus</i> Lag.	Th	GZE	90	20.80	23.11	61.28	12.75
Fabaceae	<i>Medicago arabica</i> (L.) Huds.	Th	MJN	63.33	2.97	4.68	88.43	2.62
Fabaceae	<i>Medicago murex</i> Willd.	Th	MTG	60	2.93	4.89	60.45	1.77
Fabaceae	<i>Medicago orbicularis</i> (L.) Bartal.	Th	TAR	33.33	1.43	4.30	2.33	0.03
Fabaceae	<i>Medicago polymorpha</i> L.	Th	GZN	83.33	11.20	13.44	33.04	3.70
Fabaceae	<i>Medicago polymorpha</i> L.	Th	MJN	56.67	21.63	38.18	3	0.65
Fabaceae	<i>Medicago truncatula</i> Gaertn.	Th	TRC	76.67	8.20	10.70	86.46	7.09
Fabaceae	<i>Scorpiurus muricatus</i> L. subsp. <i>muricatus</i>	Th	MTG	100	62.33	62.33	82.65	51.52
Fabaceae	<i>Trifolium arvense</i> L.	Th	BRG	93.33	37.53	40.21	84.54	31.73
Fabaceae	<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	Th	GZE	90	25.23	28.04	96.63	24.38
Fabaceae	<i>Trifolium pratense</i> L.	Hém	GZE	93.33	31.90	34.18	50.03	15.96
Fabaceae	<i>Trifolium pratense</i> L.	Hém	TRC	80	14.87	18.58	87.89	13.07
Fabaceae	<i>Trifolium repens</i> L.	Hém	GZN	90	22.77	25.30	34.61	7.88
Fabaceae	<i>Trifolium resupinatum</i> L.	Th	BRG	73.33	22.40	30.55	69.42	15.55

Famille	Taxons	Types biologique	Sites	F%	M%	m%	a%	A%
Fabaceae	<i>Trifolium stellatum</i> L.	Th	GZN	90	25.50	28.33	90.65	23.12
Fabaceae	<i>Vicia altissima</i> Desf.	Hém	TRC	40	0.40	1	7.50	0.03
Geraniaceae	<i>Erodium malacoides</i> (L.) L'Hér.	Hém	GZE	56.67	4.97	8.76	56.85	2.82
Geraniaceae	<i>Erodium moschatum</i> (L.) L'Hér.	Th	BRG	50	0.50	1	6	0.03
Geraniaceae	<i>Erodium moschatum</i> (L.) L'Hér.	Th	TRC	96.67	26.30	27.21	71.50	18.80
Geraniaceae	<i>Geranium atlanticum</i> Boiss.	Hém	MTG	90	36.07	40.07	88.02	31.75
Geraniaceae	<i>Geranium dissectum</i> L.	Th	GZE	73.33	3.33	4.55	69.70	2.32
Geraniaceae	<i>Geranium dissectum</i> L.	Th	BRG	50	15	30	83.56	12.53
Geraniaceae	<i>Geranium lucidum</i> L.	Th	GZE	86.67	18.83	21.73	74.85	14.10
Geraniaceae	<i>Geranium robertianum</i> L.	Th	MTG	100	29.47	29.47	82.57	24.33
Hyacinthaceae	<i>Bellevalia mauritanica</i> Pomel	Géo	TRN	100	79.33	79.33	100	79.33
Hypericaceae	<i>Hypericum montanum</i> L.	Hém	MTG	93.33	20.10	21.54	99.09	19.92
Hypericaceae	<i>Hypericum tomentosum</i> L.	Hém	GZE	100	26.53	26.53	24.17	6.41
Iridaceae	<i>Romulea bulbocodium</i> (L.) Sebast. & Mauri subsp. <i>bulbocodium</i>	Géo	GZN	93.33	23.87	25.57	87.44	20.87
Iridaceae	<i>Romulea ligustica</i> Parl.	Géo	MTG	100	51.40	51.40	75.43	38.77
Isoetaceae	<i>Isoetes histrix</i> Durieu ex Bory	Hém	TAR	73.33	2.93	4	58.30	1.71
Juncaceae	<i>Juncus acutus</i> L.	Hém	GZE	96.67	31.93	33.03	75.50	24.11
Juncaceae	<i>Juncus heterophyllus</i> Dufour	Hydr	MTG	66.67	22.07	33.10	86.22	19.03
Lamiaceae	<i>Ajuga iva</i> (L.) Schreb. subsp. <i>Iva</i>	Ch	GZE	100	87.33	87.33	100	87.33
Lamiaceae	<i>Marrubium vulgare</i> L.	Ch	BRG	93.33	22.63	24.25	77.03	17.43
Lamiaceae	<i>Mentha aquatica</i> L.	Hém	GZE	83.33	3.83	4.60	67.91	2.60
Lamiaceae	<i>Mentha pulegium</i> L.	Hém	GZN	96.67	18.30	18.93	10.78	1.97
Lamiaceae	<i>Mentha pulegium</i> L.	Hém	MJN	76.67	9.50	12.39	72.63	6.90
Lamiaceae	<i>Prunella vulgaris</i> L.	Hém	MTG	83.33	27.80	33.36	80.52	22.38
Lamiaceae	<i>Salvia verbenaca</i> L.	Hém	GZE	16.67	0.17	1	8	0.01

Famille	Taxons	Types biologique	Sites	F%	M%	m%	a%	A%
Lamiaceae	<i>Thymus munbyanus</i> Boiss. & Reut. subsp. <i>coloratus</i> (Boiss. & Reut.) Greuter & Burdet	Ch	GZN	73.33	3.60	4.91	71.76	2.58
Lamiaceae	<i>Thymus vulgaris</i> L.	Ch	GZN	80	19.73	24.67	86.59	17.09
Linaceae	<i>Linum bienne</i> Mill.	Th	TRC	50	0.50	1	52.67	0.26
Malvaceae	<i>Malva sylvestris</i> L.	Hém	TRC	96.67	19.67	20.34	97.12	19.10
Myrtaceae	<i>Myrtus communis</i> L.	Ph	MTG	93.33	31.67	33.93	94.78	30.01
Plantaginaceae	<i>Linaria reflexa</i> (L.) Chaz.	Th	MTG	86.67	42.03	48.50	73.95	31.08
Plantaginaceae	<i>Plantago afra</i> L.	Th	GZE	90	21.37	23.74	88.72	18.96
Plantaginaceae	<i>Plantago afra</i> L.	Th	BRG	30	0.30	1	2.22	0.01
Plantaginaceae	<i>Plantago afra</i> L.	Th	TRN	86.67	26	30	90.09	23.42
Plantaginaceae	<i>Plantago lagopus</i> L.	Th	GZE	100	30.20	30.20	53.02	16.01
Plantaginaceae	<i>Plantago lagopus</i> L.	Th	MJN	70	6.07	8.67	54.67	3.32
Plantaginaceae	<i>Plantago lagopus</i> L.	Th	MTG	100	38.47	38.47	68.03	26.17
Plantaginaceae	<i>Plantago lagopus</i> L.	Th	TRC	90	26.67	29.63	97.68	26.05
Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i> L.	Hém	GZE	100	24.67	24.67	87.19	21.51
Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i> L.	Hém	GZN	96.67	51.60	53.38	98.40	50.77
Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i> L.	Hém	BTH	93.33	72.57	77.75	96.36	69.92
Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i> L.	Hém	TAR	100	33	33	82.28	27.15
Plantaginaceae	<i>Plantago major</i> L.	Hém	GZN	100	33	33	82.28	27.15
Plantaginaceae	<i>Plantago major</i> L.	Hém	TAR	63.33	4.50	7.11	71.56	3.22
Plantaginaceae	<i>Plantago major</i> L.	Hém	TRC	90	26.67	29.63	97.68	26.05
Plantaginaceae	<i>Plantago ovata</i> Forssk.	Th	TAR	23.33	0.23	1	1.43	0
Plantaginaceae	<i>Plantago serraria</i> L.	Hém	BRG	90	56.93	63.26	48.52	27.63
Plantaginaceae	<i>Plantago serraria</i> L.	Hém	MJN	83.33	23.77	28.52	65.60	15.59
Plantaginaceae	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L. subsp. <i>anagallis-aquatica</i>	Hél	MTG	80	52.10	65.13	89.80	46.78
Plantaginaceae	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L. subsp. <i>anagallis-aquatica</i>	Hél	TAR	30	0.30	1	1.11	0

Famille	Taxons	Types biologique	Sites	F%	M%	m%	a%	A%
Plantaginaceae	<i>Veronica arvensis</i> L.	Th	TAR	60	3.77	6.28	4.96	0.19
Poaceae	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Hém	BRG	90	44.50	49.44	99.86	44.44
Poaceae	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Hém	MJN	96.67	48.43	50.10	91.27	44.20
Poaceae	<i>Briza minor</i> L.	Th	MTG	60	3.03	5.06	43.08	1.31
Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Hém	GZN	90	13.73	15.26	39.59	5.44
Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Hém	MJN	70	4.27	6.10	40.47	1.73
Poaceae	<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	Th	MTG	96.67	19.17	19.83	68.16	13.06
Poaceae	<i>Panicum repens</i> L.	Hém	GZN	93.33	3.80	4.07	70.35	2.67
Poaceae	<i>Panicum repens</i> L.	Hém	MTG	86.67	8.90	10.27	65.99	5.87
Poaceae	<i>Poa annua</i> L. subsp. <i>annua</i>	Th	BRG	80	8.83	11.04	50.08	4.42
Poaceae	<i>Poa annua</i> L. subsp. <i>annua</i>	Th	MJN	80	6.43	8.04	72.12	4.64
Poaceae	<i>Poa bulbosa</i> L.	Hém	TAR	70	6.17	8.81	7.78	0.48
Poaceae	<i>Poa trivialis</i> L.	Hém	TAR	3.33	0.03	1	0	0
Poaceae	<i>Poa trivialis</i> L.	Hém	GZN	96.67	30.40	31.45	82.43	25.06
Poaceae	<i>Poa trivialis</i> L.	Hém	TRC	66.67	0.67	1	7	0.05
Polygonaceae	<i>Polygonum aviculare</i> L.	Th	MJN	3.33	0.03	1	100	0.03
Polygonaceae	<i>Rumex bucephalophorus</i> L.	Th	GZE	43.33	0.43	1	6.15	0.03
Polygonaceae	<i>Rumex conglomeratus</i> Murray	Hém	BRG	76.67	39.30	51.26	71.36	28.04
Polygonaceae	<i>Rumex conglomeratus</i> Murray	Hém	MTG	43.33	0.43	1	5.38	0.02
Polygonaceae	<i>Rumex pulcher</i> L.	Hém	BRG	76.67	8.33	10.87	0	0
Polygonaceae	<i>Rumex pulcher</i> L.	Hém	GZN	93.33	18.57	19.89	70.05	13.01
Polygonaceae	<i>Rumex pulcher</i> L.	Hém	TAR	43.33	5.63	13	0.65	0.04
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.	Th	BRG	96.67	53.83	55.69	59.72	32.15
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.	Th	MTG	50	20.57	41.13	68.01	13.99
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.	Th	TAR	50.00	8.97	17.93	97.58	8.75
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.	Th	TRN	3.33	0.03	1	100	0.03

Famille	Taxons	Types biologique	Sites	F%	M%	m%	a%	A%
Ranunculaceae	<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	Hydr	MTG	90	30.37	33.74	71.89	21.83
Ranunculaceae	<i>Ranunculus macrophyllus</i> Desf.	Géo	BRG	53.33	5.30	9.94	74.91	3.97
Ranunculaceae	<i>Ranunculus macrophyllus</i> Desf.	Géo	MTG	100	51.27	51.27	75.46	38.68
Ranunculaceae	<i>Ranunculus muricatus</i> L.	Th	TAR	100	40.27	40.27	94.48	38.04
Ranunculaceae	<i>Ranunculus repens</i> L.	Géo	TAR	70	7.27	10.38	25.09	1.82
Ranunculaceae	<i>Ranunculus sardous</i> Crantz	Th	TRC	63.33	13.10	20.68	38.07	4.99
Rosaceae	<i>Potentilla reptans</i> L.	Hém	TRC	90	18.17	20.19	76.95	13.98
Rosaceae	<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	Hém	TRC	3.33	0.03	1	0	0
Rubiaceae	<i>Galium aparine</i> L.	Th	MTG	96.67	35.90	37.14	80.87	29.03
Rubiaceae	<i>Galium mollugo</i> L.	Hém	TAR	50	2.97	5.93	85.73	2.54
Rubiaceae	<i>Galium parisiense</i> L.	Th	GZN	93.33	21.17	22.68	63.92	13.53
Rubiaceae	<i>Galium tunetanus</i> Lam.	Ch	TRC	80	21.87	27.33	72.71	15.19
Scrophulariaceae	<i>Verbascum sinuatum</i> L.	Hém	BRG	60	12.60	21.00	74.84	9.43
Verbenaceae	<i>Verbena officinalis</i> L.	Hém	TAR	3.33	0.03	1	50	0.02
Verbenaceae	<i>Verbena officinalis</i> L.	Hém	MTG	73.33	21.07	28.73	67.63	14.25

MTG : El-Matlegue, BTH : El-Batha, TAR : Taoura, BRG : Lac Burgas, GZE : Guelta Zarga Effusus, GZN : Guelta Zarga Nigricans, TRN : Taya Ranuncule, TRC : Taya Rocaille, MJN : Madjen Belahriti ; Th : thérophytes, Hém : hémicryptophytes, Géo : géophytes, Ph : phanérophytes, Hydr : hydrophytes, Ch : chamaephytes, Hél : héliophytes.

II.3.2. Analyse synthétique des taux de mycorhization des plantes peuplant les mares temporaires

II.3.2.1. Contexte général

Un total de 117 espèces végétales a été recensé sur les neuf sites étudiés, caractérisés par une diversité de conditions écologiques. Le site de El-Matlegue, à la fois humide et protégé, se distingue par une richesse floristique élevée et des taux élevés de mycorhization chez plusieurs espèces dominantes telles qu'*Erigeron bonariensis* L. (intensité globale de mycorhization, M% : 73,87 %), *Pimpinella lutea* Desf. (72,57 %) et *Plantago lanceolata* L. (72,57 %). Ces valeurs traduisent une forte colonisation du cortex racinaire par les champignons mycorhiziens arbusculaires, indiquant des interactions symbiotiques bien établies dans un environnement favorable.

Les sites semi-arides et dégradés, tels que Taoura et Burgas, sont colonisés respectivement par des espèces plus tolérantes au stress hydrique, comme *Lotus parviflorus* Desf. (M% : 59,00 %) et *Hypochaeris radicata* L. (72,67 %), révélant une adaptation mycorhizienne importante dans des contextes édaphiques contraints.

Dans les zones subhumides notamment aux sites de Guelta Zarga Effusus, Guelta Zarga Nigricans, Taya Ranuncule et Taya Rocaille, la végétation présentent une diversité floristique particulièrement élevée, dominée par des espèces inféodées aux mares temporaires, témoignant d'une dynamique écologique complexe et stable. Parmi les taxons les plus représentatifs figurent *Ajuga iva* (L.) Schreb. subsp. *Iva*, (87,33 %), *Juncus acutus* L. (31,93 %), *Bellevalia mauritanica* Pomel (79,33 %) et *Ranunculus macrophyllus* Desf. (51,27 %), enregistrés respectivement dans ces sites.

Enfin, le site Madjen Belahriti, soumis à une forte salinité, est occupé par une flore halophile caractéristique, avec notamment *Agrostis stolonifera* L. (48,43 %) et *Plantago serraria* L. (23,77 %). Ces taux modérément élevés reflètent une colonisation mycorhizienne modérée dans un environnement particulièrement sélectif.

De manière générale, les intensités globales de mycorhization (M%) varient largement selon les espèces et les sites, mettant en évidence l'influence conjointe des conditions pédoclimatiques, du degré de perturbation anthropique et de la composition floristique sur l'établissement de la symbiose mycorhizienne.

II.3.2.2. Sites humides et protégés (MTG, BTH)

Les sites humides et protégés d'El-Matlegue (MTG) et d'El-Batha (BTH) présentent une intensité de colonisation mycorhizienne moyenne à élever, particulièrement marquée chez *Erigeron bonariensis* L. (73,87 %), *Pimpinella lutea* Desf. et *Plantago lanceolata* L. (72,57 %)

au site de MTG. Cette dernière espèce maintient à BTH des valeurs similaires, traduisant une plasticité écologique notable et une forte affinité pour la symbiose mycorhizienne à arbuscules (MA). La richesse floristique, la faible pression anthropique et l'humidité constante de ces milieux constituent des conditions particulièrement propices à l'établissement et à la pérennité des associations mycorhiziennes.

II.3.2.3. Sites semi-arides et dégradés (TAR, BRG)

Dans les sites semi-arides et dégradés de Taoura et du lac Burgas, soumis à un stress hydrique prononcé et à une forte pression anthropique, liée principalement à la pollution hydrique, au surpâturage et à la fréquentation touristique, on observe une diminution générale de la colonisation mycorhizienne. Néanmoins, certaines espèces manifestent une capacité d'adaptation remarquable, telles que *Lotus parviflorus* Desf. (M% : 59,00 % à TAR) et *Hypochaeris radicata* L. (72,67 % à BRG), qui maintiennent des taux de colonisation relativement élevés. La diversité spécifique en plantes mycorhizées y reste cependant plus restreinte, dominée par des taxons faiblement colonisés (<10 %) voire quasi non colonisés (<1 %), traduisant une symbiose mycorhizienne limitée dans ces contextes écologiquement contraints.

II.3.2.4. Zones subhumides à inondation variable (GZE, GZN, TRN et TRC)

Les sites appartenant à ce groupe se distinguent par une variabilité hydrologique marquée, où alternent des phases d'inondation et de dessèchement influençant directement la dynamique des symbioses mycorhiziennes. Cette hétérogénéité hydrique se traduit par des taux de mycorhization contrastés entre les espèces et les sites étudiés.

Ainsi, les sites de Guelta Zarga Effusus et Guelta Zarga Nigricans, tous deux exposés à une aridité avec une faible profondeur d'eau enregistrent des niveaux de mycorhization particulièrement élevés chez *Ajuga iva* (L.) Schreb. subsp. *Iva*, (87,33 % à GZE), *Juncus acutus* L. (31,93 % à GZN). Le site de TRN, caractérisé par un milieu modérément humide à inondation temporaire, montre également une forte colonisation chez *Bellevalia mauritanica* Pomel (79,33 %). Enfin, le site de TRC, situé en haute altitude et alimenté par une source permanente, demeure plus humide tout au long de l'année, expliquant le taux de colonisation modérément élevé observé chez *Ranunculus macrophyllus* Desf. (51,27 %).

Ces résultats illustrent comment la variabilité hydrologique et topographique module la mycorhization au sein de ces habitats temporaires, confirmant le rôle adaptatif des MA dans les gradients écologiques allant de l'aridité saisonnière à l'humidité permanente.

II.3.2.5. Espèces omniprésentes et indicatrices

L'espèce de *Plantago lanceolata* L. se distingue par sa large amplitude écologique et ses taux de colonisation mycorhizienne relativement élevés, variant de 13,73 % à 72,57 % selon les sites étudiés. Cette large gamme de valeurs traduit une forte plasticité écologique et une dépendance fonctionnelle marquée à la symbiose mycorhizienne, lui permettant d'exploiter efficacement les ressources du sol même dans des milieux contraints.

D'autres espèces, telle que *Ranunculus macrophyllus* Desf., *Geranium dissectum* L. et *Portulaca oleracea* L., montrent également une distribution étendue, mais leurs taux de colonisation plus hétérogènes reflètent une sensibilité accrue aux conditions édaphiques et hydriques locales, notamment l'humidité du sol, la disponibilité en nutriments et le degré de perturbation anthropique.

Ces espèces, par leur présence récurrente et leur comportement mycorhizien contrasté, peuvent être considérées comme indicateurs écologiques des gradients environnementaux et de la qualité fonctionnelle des habitats temporaires.

II.3.2.6. Espèces rares et endémiques

Une attention particulière a été accordée aux espèces rares et endémiques recensées dans la zone d'étude (Tab. 16), dans le but de mieux comprendre leur affinité fonctionnelle avec les champignons mycorhiziens à arbuscules (CMA) et d'évaluer leur potentiel de résilience écologique. Ces taxons, souvent confinés à des micro-habitats sensibles ou menacés, revêtent un intérêt écologique et patrimonial majeur.

Sur le site protégé et humide de Beni Saleh (MTG), plusieurs taxons rares, endémiques ou indicateurs de milieux particuliers ont été analysés afin d'évaluer leur degré d'association mycorhizienne. Les fréquences d'occurrence de la symbiose (F%) et les taux moyens de colonisation (M%) obtenus montrent que, malgré leur rareté ou leur distribution restreinte, ces espèces établissent souvent des relations mycorhiziennes importantes, témoignant d'une stratégie adaptative efficace face aux contraintes environnementales locales.

Parmi les espèces endémiques, *Bunium crassifolium* (Batt.) Batt. (Endémique Algéro-Tunisienne) présente une fréquence de 50 % et un taux moyen de colonisation de 11,6 %. *Helosciadium crassipes* W.D.J. Koch (Endémique Algérie-Tunisie-Égypte) atteint une fréquence de 76,67 %, avec un M% de 15,3 %. D'autres espèces rares montrent également des valeurs élevées : *Romulea ligustica* Parl. affiche une fréquence de 100 % et un taux moyen de 45,03 %, tandis que *Ranunculus bulbosus* L. présente une fréquence identique avec un M % de 40,27 %.

Certaines espèces rares hydrophytes, telle que *Cardamine parviflora* L., présentent une colonisation presque généralisée (F% = 96,67 %) avec un taux élevé (M% = 52,53 %), y compris sur des sites perturbés situés à 855 m d'altitude . De même, *Eryngium pusillum* L., espèce très rare, montre une fréquence de 50 % pour un taux de 7,8 %. Quant à *Geranium dissectum* L., elle affiche une variabilité notable, avec des fréquences comprises entre 50 à 100 % et un taux moyen de 29,47 %.

Dans l'ensemble, ces résultats indiquent que les espèces patrimoniales, qu'elles soient rares ou endémiques, développent fréquemment des niveaux de colonisation mycorhizienne élevés, traduisant leur capacité à mobiliser les bénéfices fonctionnels des CMA pour surmonter les stress abiotiques (sécheresse, faible disponibilité nutritive, perturbations). Ainsi, une fréquence importante associée à un taux de colonisation élevé témoigne d'une forte affinité mycorhizienne, pouvant contribuer à la résilience écologique de ces espèces dans des habitats temporaires fragiles.

Tableau 16 : Taxons patrimoniaux mycorhizés

Taxon	Famille	Type Biologique	Type Chorologique	Site	Status Rareté/Protection	F%	M%
<i>Arenaria cerastioides</i> Poir.	Caryophyllaceae	Th	End Alg-Tun-Mar	TRC		93.33	36.27
<i>Bellevalia mauritanica</i> Pomel	Hyacinthaceae	Geo	End Alg-Tun-Mar-Lib	TRN		100	79.33
<i>Brassica procumbens</i> (Poir.) O.E. Schulz	Brassicaceae	Hem	End Alg-Tun	TAR		3.33	0.03
<i>Brassica procumbens</i> (Poir.) O.E. Schulz	Brassicaceae	Hem	End Alg-Tun	BRG		13.33	0.13
<i>Bunium crassifolium</i> (Batt.) Batt.	Apiaceae	Geo	End Alg-Tun	MTG	R / P	93.33	11.60
<i>Bunium crassifolium</i> (Batt.) Batt.	Apiaceae	Geo	End Alg-Tun	TRC	R / P	50	1.43
<i>Cardamine parviflora</i> L.	Brassicaceae	Hydr	Med	TAR	R/P	93.33	11.60
<i>Cardamine parviflora</i> L.	Brassicaceae	Hydr	Med	BRG	R / P	96.67	52.53
<i>Centaurea involucrata</i> Desf.	Asteraceae	Hem	End Alg-Mar	BRG		93.33	30.57
<i>Centaurea solstitialis</i> L. subsp. <i>schouwii</i> (DC.) Gugler	Asteraceae	Hem	End Alg-Tun-Itl	BRG		30	1.53
<i>Erodium moschatum</i> (L.) L'Hér.	Geraniaceae	Th	Med	BRG		50	0.50
<i>Eryngium pusillum</i> L.	Apiaceae	Hydr	Med	MJN	TR	50	1.43
<i>Eryngium pusillum</i> L.	Apiaceae	Hydr	Med	MTG	TR	56.67	7.80
<i>Eryngium tricuspdatum</i> L. subsp. <i>bovei</i> (Boiss.) Breton	Apiaceae	Hem	End Alg-Tun	TRC		96.67	34.60
<i>Galium tunetanum</i> Lam.	Rubiaceae	Ch	End Alg-Tun	TRC		80	21.87

Taxon	Famille	Type Biologique	Type Chorologique	Site	Status Rareté/Protection	F%	M%
<i>Geranium atlanticum</i> Boiss.	Geraniaceae	Hem	End Alg-Tun-Mar	MTG		90	36.07
<i>Geranium dissectum</i> L.	Geraniaceae	Th	Paleotemp	BRG	R	100	29.47
<i>Geranium dissectum</i> L.	Geraniaceae	Th	Paleotemp	GZE	R	73.33	3.33
<i>Geranium dissectum</i> L.	Geraniaceae	Th	Paleotemp	GZN	R	50	15
<i>Helosciadium crassipes</i> W.D.J. Koch	Apiaceae	Hydr	End Alg-Tun-Egy	MTG	TR	76.67	15.30
<i>Helosciadium crassipes</i> W.D.J. Koch	Apiaceae	Hydr	End Alg-Tun-Egy	BTH	TR	73.33	26.33
<i>Hyacinthoides lingulata</i> (Poir.) Rothm.	Hyacinthaceae	Geo	End Alg-Tun-Mar	TRC		76.67	3.93
<i>Hypericum montanum</i> L.	Hypericaceae	Hem	Med	MTG	R	93.33	20.10
<i>Juncus heterophyllus</i> Dufour	Juncaceae	Hydr	Med	MTG	R / NT	66.67	22.07
<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	Ranunculaceae	Geo	Med	TAR	R	100	40.27
<i>Romulea ligustica</i> Parl.	Iridaceae	Geo	Med	MTG	R	100	45.03
<i>Romulea ligustica</i> Parl.	Iridaceae	Geo	Med	BTH	R	100	51.40
<i>Thymus munbyanus</i> Boiss. & Reut. subsp. <i>coloratus</i> (Boiss. & Reut.) Greuter & Burdet	Lamiaceae	Ch	End Alg-Tun-Mar	GZN		73.33	3.60
<i>Urospermum dalechampii</i> (L.) F.W. Schmidt	Asteraceae	Hem	Med	TRN	R	73.33	4.70

R : Rare ; TR : Très rare ; P : Protégée ; NT : Quasi-menacée ; End : Endémique, Alg : Algérienne, Tun : Tunisienne, Mar : Marocaine, Lib : Libyenne, Ital : Italienne, Egy : Egyptienne, Méd : Méditerranéen, Paléotemp : Paléotempéré.

II.3.3. Analyse des corrélations entre taxons floristiques mycorhizés

L'analyse de corrélation entre les taxons floristiques mycorhizés a été réalisée afin de mieux comprendre les relations écologiques qui unissent les espèces végétales à travers leurs réponses mycorhiziennes communes. Cette approche vise à déterminer si certaines espèces présentent des affinités fonctionnelles, traduisant un comportement symbiotique similaire, ou au contraire, des divergences écologiques liées à leurs préférences environnementales (Grace et Bollen, 2005 ; Smith et Read, 2010).

Cette méthode s'avère particulièrement pertinente pour explorer les covariations entre les paramètres de colonisation mycorhizienne (F %, M %, m %, a % et A %) et la présence des taxons floristiques mycorhizés recensés sur chaque site. Ce type d'analyse s'inscrit dans le cadre théorique du rôle structurant des champignons mycorhiziens à arbuscules (CMA) au sein des communautés végétales. En formant des réseaux souterrains interconnectés, souvent désignés sous le terme de Wood Wide Web, les CMA relient les racines de multiples espèces, facilitant la circulation des nutriments, de l'eau et de signaux biochimiques et contribuant ainsi à la coexistence fonctionnelle des plantes au sein d'un même habitat (Van der Heijden et al., 1998 ; Barto et al., 2012 ; Selosse et al., 2022).

L'application de cette méthode, effectuée pour chaque mare temporaire, a permis de dégager des schémas distincts de covariation entre les 185 taxons floristiques mycorhizés identifiés (Fig. 45). Ces corrélations mettent en lumière des affinités écologiques, des réponses partagées à certains facteurs environnementaux, ou encore des complémentarités fonctionnelles dans l'usage des ressources.

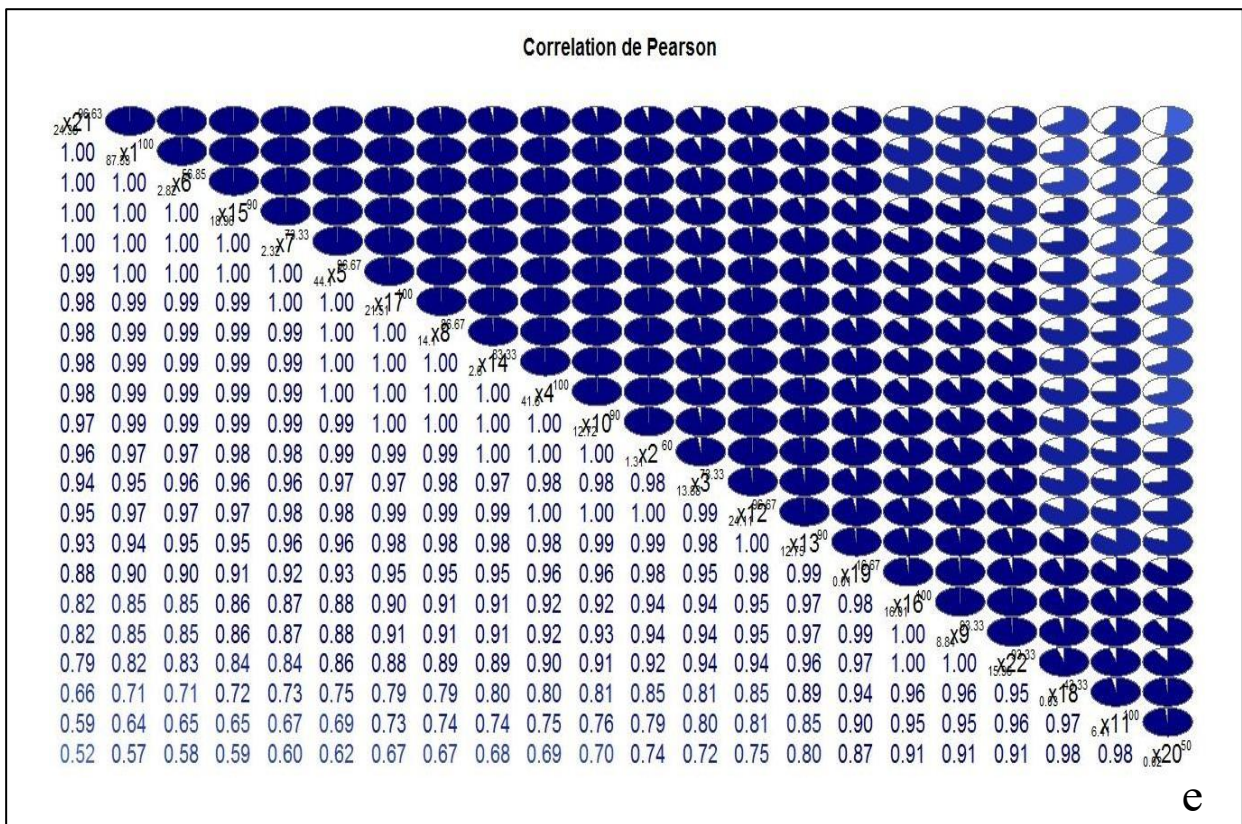
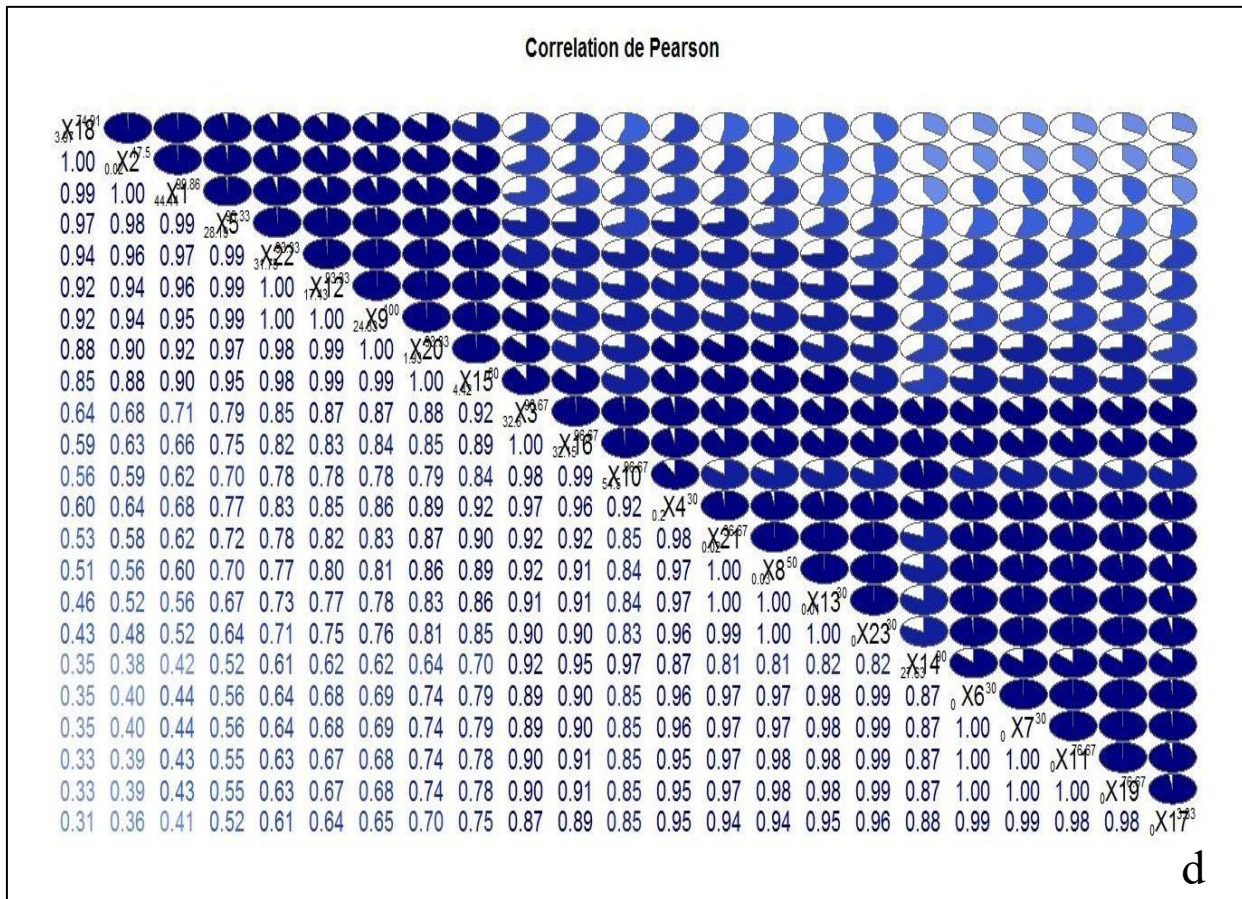


Figure 45 : Corrélation de Pearson entre les taxons mycorhizés de chaque mare inventoriée (d : BRG, e : GZE).

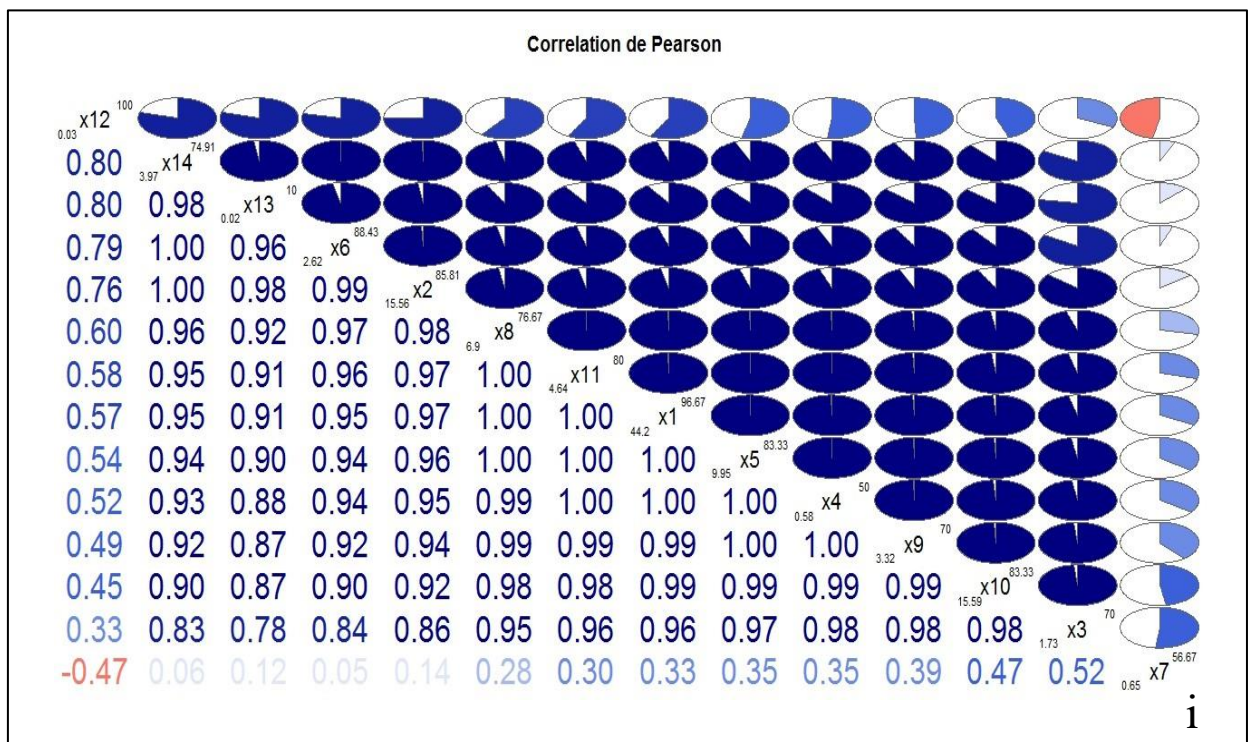
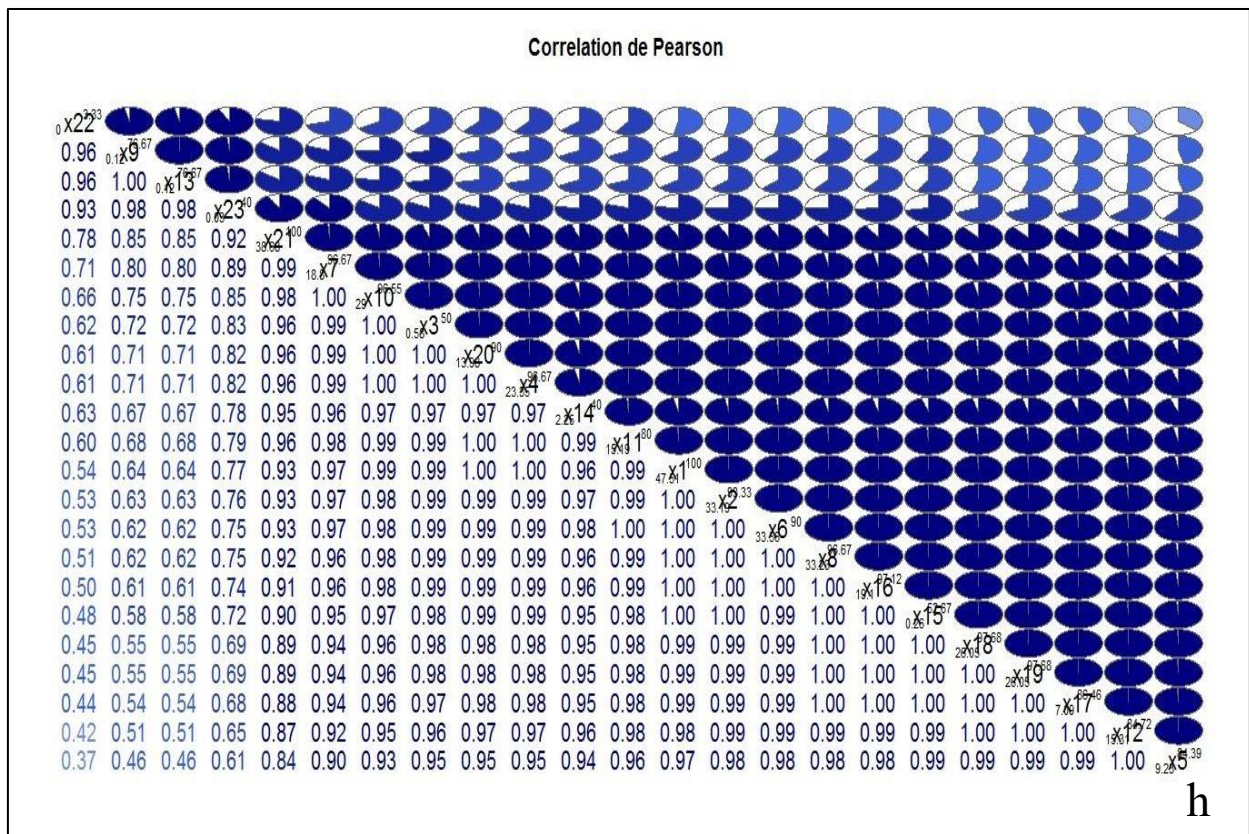


Figure 45 : Corrélation de Pearson entre les taxons mycorrhizés de chaque mare inventoriée (h : TRC, i : MJN).

Cette approche a permis de dégager quatre grands groupes de corrélation, reflétant divers types d'interactions entre les taxons floristiques mycorhizés observés dans la région étudiée :

II.3.3.1. Corrélation antagoniste ($r < 0$)

Les corrélations négatives ($r < 0$) observées entre certains taxons floristiques mycorhizés (Tab. 17) traduisent des relations d'antagonisme ou d'exclusion écologique au sein des réseaux mycorhiziens. Ce type de relation suggère qu'une espèce présentant un taux de colonisation élevé peut coexister difficilement avec une autre faiblement colonisée, traduisant ainsi des stratégies symbiotiques différenciées.

Ce schéma a été mis en évidence dans plusieurs mares :

- À TAR, *Verbena officinalis* L.-faiblement mycorhizée- montre une corrélation inverse avec *Rumex pulcher* L., *Brassica procumbens* (Poir.) O.E. Schulz, *Poa trivialis* L., *Torilis nodosa* (L.) Gaertn. subsp. *webbii* (Jury) Kerguelen, *Medicago orbicularis* (L.) Bartal., *Veronica anagallis-aquatica* L. subsp. *anagallis-aquatica*, *Veronica arvensis* L. et *Plantago ovata* Forssk.
- À TRN, *Portulaca oleracea* L. présente une faible colonisation mycorhizienne, inversement corrélée à *Sisymbrium irio* L. et *Medicago truncatula* Gaertn.
- À MJN, *Medicago polymorpha* L. se distingue par une faible colonisation, en opposition à *Polygonum aviculare* L.

Dans l'ensemble, la fréquence des corrélations antagonistes reste limitée, indiquant que ces dynamiques d'exclusion demeurent secondaires face aux tendances coopératives majoritairement observées dans les mares temporaires.

Tableau 17 : Corrélation antagoniste des taxons floristiques mycorhizés

Site	Taxons mycorhizés A	Taxons mycorhizés B
TAR	<i>Verbena officinalis</i> L.	<i>Rumex pulcher</i> L.
		<i>Brassica procumbens</i> (Poir.) O.E. Schulz
		<i>Poa trivialis</i> L.
		<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn. subsp. <i>webbii</i> (Jury) Kerguelen
		<i>Medicago orbicularis</i> (L.) Bartal.
		<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L. subsp. <i>anagallis-aquatica</i>
		<i>Veronica arvensis</i> L.
TRN	<i>Portulaca oleracea</i> L.	<i>Sisymbrium irio</i> L.
		<i>Medicago truncatula</i> Gaertn.
MJN	<i>Medicago polymorpha</i> L.	<i>Polygonum aviculare</i> L.

II.3.3.2. Corrélations faibles ($0 < r \leq 0,39$)

Les corrélations faibles observées entre certains taxons mycorhizés traduisent une cooccurrence modérée, suggérant un partage partiel des conditions environnementales sans interdépendance fonctionnelle marquée dans l'établissement de la symbiose mycorhizienne.

Plusieurs exemples illustrent ces corrélations modérées :

- *Bunium crassifolium* (Batt.) Batt. et *Eryngium pusillum* L. dans la mare MTG.
- *Geranium dissectum* L. avec *Mentha pulegium* L., *Hypericum tomentosum* L. et *Plantago albicans* L. dans la mare GZN.
- *Medicago truncatula* Gaertn. avec *Allium chamaemoly* L., *Urospermum dalechampii* (L.) F.W. Schmidt, *Bellevalia mauritanica* Pomel, *Plantago lanceolata* L., *Plantago afra* L. et *Poa bulbosa* L. ; *Sisymbrium irio* L. avec *Poa bulbosa* L. dans TRN.
- *Cerastium glomeratum* Thuill. et *Sanguisorba minor* Scop. dans la mare TRC.

Au total, des corrélations faibles ont été enregistrées pour : 11 taxons à MJN, 12 à BRG et 30 à TAR (Tab. 18), traduisant une cooccurrence modérée entre certains taxons mycorhizés au sein des communautés végétales analysées.

Tableau 18 : Corrélation faible des taxons floristiques mycorhizés

Site	Taxons mycorhizés A	Taxons mycorhizés B
MTG	<i>Bunium crassifolium</i> (Batt.) Batt.	<i>Eryngium pusillum</i> L.
GZN	<i>Geranium dissectum</i> L.	<i>Mentha pulegium</i> L.
		<i>Hypericum tomentosum</i> L.
		<i>Plantago albicans</i> L.
TRN	<i>Medicago truncatula</i> Gaertn.	<i>Allium chamaemoly</i> L.
		<i>Urospermum dalechampii</i> (L.) F.W. Schmidt
		<i>Bellevalia mauritanica</i> Pomel
		<i>Plantago lanceolata</i> L.
		<i>Plantago afra</i> L.
		<i>Poa bulbosa</i> L.
	<i>Sisymbrium irio</i> L.	<i>Poa bulbosa</i> L.
TRC	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	<i>Sanguisorba minor</i> Scop.

II.3.3.3. Corrélations modérées ($0,40 \leq r \leq 0,69$)

Les corrélations modérées ($0,40 \leq r \leq 0,69$) observées entre certains taxons floristiques mycorhizés (Tab. 19) indiquent des relations écologiques intermédiaires entre les espèces concernées. Ce type de corrélation témoigne d'une cooccurrence plus régulière que dans les cas précédents, sans pour autant traduire une interdépendance forte.

Plusieurs associations représentatives ont été identifiées :

- *Helosciadium crassipes* W.D.J. Koch avec *Geranium robertianum* L., *Lotus corniculatus* subsp. *preslii* (Ten.) P. Fourn. et *Plantago lanceolata* L. à BTH.
- *Sisymbrium irio* L. avec *Allium chamaemoly* L., *Urospermum dalechampii* (L.) F.W. Schmidt, *Bellevalia mauritanica* Pomel, *Plantago afra* L. et *Plantago lanceolata* L. ; *Portulaca oleracea* L. avec les mêmes taxons à TRN.

Globalement, ces corrélations modérées concernent 10 taxons à MJN, 17 à GZE, 23 à GZN et 20 à MTG, indiquant une occurrence relativement stable entre certaines espèces végétales mycorhizées au sein des mares temporaires analysées.

Tableau 19 : Corrélation modérée des taxons floristique mycorhizés

Site	Taxons mycorhizés A	Taxons mycorhizés B
BTH	<i>Helosciadium crassipes</i> W.D.J. Koch	<i>Geranium robertianum</i> L.
		<i>Lotus corniculatus</i> subsp. <i>preslii</i> (Ten.) P. Fourn.
		<i>Plantago lanceolata</i> L.
TRN	<i>Sisymbrium irio</i> L.	<i>Allium chamaemoly</i> L.
		<i>Urospermum dalechampii</i> (L.) F.W. Schmidt
		<i>Bellevalia mauritanica</i> Pomel
		<i>Plantago afra</i> L.
		<i>Plantago lanceolata</i> L.
	<i>Portulaca oleracea</i> L.	<i>Allium chamaemoly</i> L.
		<i>Urospermum dalechampii</i> (L.) F.W. Schmidt
		<i>Bellevalia mauritanica</i> Pomel
		<i>Plantago afra</i> L.
		<i>Plantago lanceolata</i> L.

II.3.3.4. Corrélations hautement significatives ($r \geq 0,70$)

Les corrélations fortement positives ($r \geq 0,70$) observées entre plusieurs taxons floristiques mycorhizés indiquent une synchronisation étroite dans leurs dynamiques de colonisation (Tab. 20). Ce type de relation témoigne d'une convergence écologique marquée, traduisant des réponses très similaires des espèces concernées à des conditions environnementales communes. De nombreuses associations significatives ont été identifiées, reflétant des interactions stables entre taxons végétaux partageant un même microenvironnement. Parmi les exemples représentatifs figurent :

- *Medicago orbicularis* (L.) Bartal. avec *Plantago ovata* Forssk., *Cardamine parviflora* L., *Veronica anagallis-aquatica* L. subsp. *anagallis-aquatica* et *Veronica arvensis* L. à TAR.
- *Plantago lanceolata* L. avec *Bellevalia mauritanica* Pomel, *Urospermum dalechampii* (L.) F.W. Schmidt et *Allium chamaemoly* L. à TRN.
- *Poa annua* L. subsp. *annua* avec *Agrostis stolonifera* L., *Hypochaeris radicata* L. et *Eryngium pusillum* L. à MJN.

L'ampleur des corrélations hautement significatives observées rend impossible la présentation détaillée de l'ensemble des couples d'espèces, tant leur nombre est important dans plusieurs sites étudiés. Ces résultats confirment toutefois la présence de groupements végétaux étroitement associés, caractérisés par des réponses homogènes aux gradients hydriques et édaphiques locaux.

En somme, ce type de corrélation met en évidence une forte cohérence écologique entre certaines espèces végétales mycorhizées, traduisant des relations stables et potentiellement synchronisées dans leurs dynamiques de colonisation.

Tableau 19 : Corrélation hautement significatives des taxons floristiques mycorhizés

Site	Taxons mycorhizés A	Taxons mycorhizés B
TAR	<i>Medicago orbicularis</i> (L.) Bartal.	<i>Plantago ovata</i> Forssk.
		<i>Cardamine parviflora</i> L.
		<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L. subsp. <i>anagallis-aquatica</i>
		<i>Veronica arvensis</i> L.
TRN	<i>Plantago lanceolata</i> L.	<i>Bellevalia mauritanica</i> Pomel
		<i>Urospermum dalechampii</i> (L.) F.W. Schmidt
		<i>Allium chamaemoly</i> L.
MJN	<i>Poa annua</i> L. subsp. <i>annua</i>	<i>Agrostis stolonifera</i> L.
		<i>Hypochaeris radicata</i> L.
		<i>Eryngium pusillum</i> L.

II.4. Discussion

Souvent négligées dans les stratégies de conservation en raison de leur faible visibilité paysagère, les mares temporaires méditerranéennes abritent pourtant une biodiversité exceptionnelle, adaptée à des conditions environnementales extrêmes marquées par l'alternance rapide entre inondation et sécheresse (Fehlinger et al., 2023). La survie et la stabilité de ces communautés végétales reposent non seulement sur leurs traits morpho-fonctionnels, mais aussi sur des interactions souterraines complexes impliquant les champignons mycorhiziens à arbuscules (CMA). Ces symbioses, essentielles dans les écosystèmes soumis à de fortes contraintes hydriques ou nutritives, jouent un rôle déterminant dans la résilience écologique des plantes (Van der Heijden et al., 2015 ; Ramírez-Viga et al., 2018 ; Fehlinger et al., 2023 ; Fogliani, 2023).

Les CMA agissent comme de véritables interfaces fonctionnelles entre la plante et le sol, favorisant l'absorption des nutriments et de l'eau, améliorant la tolérance au stress hydrique et contribuant à la stabilisation des sols et au maintien des cycles biogéochimiques (Kivlin, 2020 ; Santamaría et al., 2022 ; Wang et al., 2022 et 2024). Plusieurs travaux expérimentaux ont montré que leur rôle prend une dimension particulière dans les zones humides : ils permettent à de nombreuses espèces végétales d'ajuster leur stratégie physiologique face à la variabilité hydrologique, assurant ainsi la pérennité de la végétation spontanée dans des habitats instables. Ces effets bénéfiques persistent même en conditions d'inondation, bien que leur intensité varie selon l'espèce végétale et les conditions environnementales locales (Ramírez-Viga et al., 2018).

C'est dans ce cadre que s'inscrit la présente étude, qui vise à comprendre comment la variabilité hydrique, les pressions locales et la diversité floristique influencent la colonisation mycorhizienne dans les mares temporaires naturelles du nord-est algérien. En évaluant les principaux paramètres de colonisation (F%, M%, m%, a% et A%) chez différentes espèces hôtes, cette recherche contribue à identifier les patrons écologiques et fonctionnels de la symbiose mycorhizienne dans un contexte méditerranéen à forte variabilité climatique.

1. Colonisation mycorhizienne et gradient hydrique

L'analyse menée dans les mares temporaires du nord-est algérien met en évidence une forte variabilité du taux de colonisation mycorhizienne, influencée conjointement par l'identité des espèces hôtes et par les conditions écologiques locales. Les variations observées le long du gradient hydrique montrent une tendance générale : les taux de colonisation sont plus élevés dans les zones sèches de la ceinture terrestre, modérés dans les zones inondées et très hétérogènes dans les zones intermédiaires (Fritsch et al., 2024). Ce schéma rejoint les

observations de Chen et al. (2024) sur les zones riveraines à *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., où le maintien de niveaux de colonisation non négligeables en conditions submergées témoigne de la capacité de certains CMA à tolérer l'hypoxie et à préserver leur activité symbiotique dans des milieux saturés.

Dans les secteurs les plus secs (2-5m des berges), dominés par des plantes amphibies et xérotolérantes, des espèces telles que *Plantago lanceolata* L. et *Hypochaeris radicata* L. présentent des taux de colonisation élevés (60-70 %). Ces résultats indiquent que les plantes soumises à un déficit hydrique marquent une dépendance accrue à la symbiose mycorhizienne, qui optimise l'absorption d'eau et de nutriments et améliore la résistance physiologique au stress (Brailey-Crane et al., 2025). À l'inverse, dans les zones submergées (0-1 m), où prédominent les espèces hydrophiles, la colonisation mycorhizienne demeure présente mais reste modérée, rarement supérieure à 50 %. La saturation en eau y limite la croissance racinaire active et modifie la composition microbienne du sol, freinant ainsi le développement des structures mycorhiziennes. De plus, la disponibilité accrue en nutriments dissous peut réduire la nécessité d'une symbiose étroite (Chen et al., 2024). Pour la zone intermédiaire (1-2m), occupée par des espèces hygrophiles, présente une grande hétérogénéité des taux de colonisation. Certaines espèces comme *Agrostis stolonifera* L. ou *Eryngium tricuspitatum* L. subsp. *bovei* (Boiss.) Breton, conservent des valeurs élevées (>30-40 %), tandis que d'autres, telles que *Carex remota* L. ou *Briza minor* L., montrent des taux quasi nuls (<1 %). Cette variabilité traduit la dynamique instable de ces milieux soumis à des alternances rapides de submersion et d'assèchement, ainsi que la diversité des stratégies adaptatives propres à chaque espèce.

Dans l'ensemble, les résultats confirment que les conditions sèches favorisent la symbiose mycorhizienne, tandis que les milieux humides, bien que riches en propagules fongiques, présentent une colonisation racinaire plus faible (Lenoir et al., 2016). Cette observation renforce l'idée que la mycorhization constitue une stratégie adaptative modulée à la fois par les contraintes environnementales et les caractéristiques physiologiques des hôtes végétaux (Samanta et al., 2025). Certaines familles, telles que les *Cyperaceae*, se distinguent par une faible affinité mycorhizienne, corroborant l'hypothèse d'une dépendance variable selon les lignées évolutives (Lagrange et al., 2011 ; Fusconi et Mucciarelli, 2018).

2. Influence du contexte local et anthropique

Les différences de colonisation mycorhizienne observées entre les sites étudiés mettent en évidence l'importance du contexte écologique local et des pressions anthropiques. La synergie

entre le climat, la précipitation, la végétation et la nature du sol apparaît déterminante dans la structuration des communautés végétales et fongiques. Dans les bioclimats humides à tempérés du nord de la wilaya de Souk Ahras, notamment dans les réserves naturelles de Beni Salah (El-Matlegue) et Aïn Zana (El-Batha), les conditions environnementales stables, la densité végétale et la faible perturbation humaine favorisent des taux de mycorhization élevés. Ces milieux, caractérisés par une humidité régulière et des sols riches en matière organique, offrent des conditions propices au développement durable des réseaux mycorhiziens (Wahbi, 2016).

À l'inverse, les sites semi-arides et dégradés, tels que Taoura et le lac Burgas, présentent une diminution marquée des taux de colonisation mycorhizienne. Ces milieux sont soumis à des conditions écologiques plus contraignantes, combinant un stress hydrique prolongé à une forte pression anthropique, liée notamment au surpâturage, à la pollution des eaux et aux activités récréatives. Ces perturbations altèrent la structure des sols, réduisent la diversité microbienne et compromettent la disponibilité des propagules fongiques, limitant ainsi la formation et la stabilité des symbioses (Gupta et Richardson, 2021)

Certaines espèces, toutefois, se distinguent par leur plasticité écologique remarquable. *Lotus parviflorus* Desf. et *Hypochaeris radicata* L., par exemple, maintiennent des niveaux de colonisation élevés dans ces sites perturbés (M% : 59 à 73 %), traduisant une capacité adaptative forte et une dépendance accrue aux CMA pour compenser les stress abiotiques. Cette résilience fonctionnelle illustre la capacité de certaines plantes à maintenir une relation symbiotique efficace malgré des conditions édaphiques défavorables, en accord avec les modèles d'écologie adaptative (Wang et al., 2006 et 2024).

Ces observations confirment que la mycorhization, au-delà de son rôle physiologique, constitue un indicateur pertinent de la qualité écologique des habitats. La diminution du taux de colonisation dans les sites dégradés témoigne d'un affaiblissement des interactions souterraines, souvent avant même que les effets visibles de la dégradation ne se manifestent dans la composition floristique. Ainsi, la mycorhization peut être considérée comme un bioindicateur précoce de la perturbation écologique et un outil d'évaluation de la santé fonctionnelle des zones humides (Pandey et al., 2025).

3. Résilience et dynamique des symbioses

Les mares à inondation variable (GZE, GZN, TRN et TRC) offrent un terrain d'étude privilégié pour observer la plasticité fonctionnelle mycorhizienne. Certaines espèces comme *Hypericum tomentosum* L. et *Bellevalia mauritanica* Pomel, présentent des taux de colonisation dépassant 70 %, illustrant une mobilisation accrue de la symbiose pour faire face aux contraintes

hydriques. Ce résultat rejoint les observations de Miller (2000) et Dolinar et al. (2010), qui ont montré la persistance des structures mycorhiziennes malgré les alternances submersion/assèchement via des mécanismes hydriques, nutritionnels et physiologiques permettant la régénération des arbuscules et la survie des hyphes dans des sols temporairement anoxiques.

Par ailleurs, la diversité des communautés fongiques varie selon les gradients hydrologiques, avec une richesse accrue dans les zones régulièrement inondées, traduisant une spécialisation écologique des CMA aux conditions fluctuantes (Chen et al., 2024) et dans notre étude, cette dynamique se traduit par une forte variabilité interspécifique des taux de colonisation, témoignant d'un ajustement écologique fin entre les espèces hôtes et leurs partenaires fongiques.

Certaines espèces ubiquistes, comme *Plantago lanceolata* L., affichent des taux de mycorhization élevés et stables quel que soit le contexte écologique des sites d'échantillonnage. Cette stabilité de la colonisation, observée même dans des environnements soumis à des stress abiotiques, confirme la capacité adaptative de l'espèce et la robustesse de son association avec les CMA, comme l'a également montré l'étude de Pasternak et al. (2015). Ces résultats soulignent l'intérêt de cette espèce comme bioindicateurs de la fonctionnalité symbiotique des sols. D'autre comme *Geranium dissectum* L. ou *Ranunculus macrophyllus* Desf. montrent une variabilité marquée, vraisemblablement influencée par la texture du sol (notamment l'humidité, la matière organique et le pH), la compétition racinaire ou la densité microbienne locale (van der Heijden et al., 2015).

Fait remarquable, plusieurs espèces rares ou à distribution restreinte, telles que *Romulea ligustica* Parl. ou *Ranunculus bulbosus* L., présentent des capacités marquées à établir des relations mycorhiziennes avec un taux de colonisation plus de 40 %, soulignant le rôle de ces symbioses dans la résilience des espèces patrimoniales dans des habitats menacés (van der Heijden et al., 2015). De même, l'espèce rare et protégée par la législation algérienne *Cardamine parviflora* L. ($\approx 53\%$) et l'endémique Alg-Tun-Mor-Lib *Bellevalia mauritanica* Pomel ($\approx 79\%$) atteignent des niveaux particulièrement élevés, mettant en évidence l'importance cruciale des réseaux CMA pour la résilience de la biodiversité patrimoniale (van der Heijden et al., 2015). Ces observations renforcent la pertinence de la mycorhization comme un levier fonctionnel pour la conservation des espèces à valeur patrimoniale, souvent confinées à des zones sensibles et menacées.

De manière plus inattendue, certaines espèces hydrophytes, telles que *Cardamine parviflora* L. ou *Helosciadium crassipes* (L.) W.D.J. Koch, montrent des signes clairs de mycorhization,

même dans des milieux temporairement submergés. Cette observation rejoint les travaux de Carvalho et al. (2001) sur la variabilité spatio-temporelle de la mycorhization dans les marais salés portugais et de Rickerl et al. (1994), qui ont démontré la persistance d'une colonisation endomycorhizienne dans des plantes de zones marécageuses. En revanche, avaient noté une faible incidence de la mycorhization dans les milieux saturés, attribuée à l'anoxie du sol, tandis que Ray et Inouye (2006) ont observé une intensité accrue chez *Typha latifolia* L. durant les phases de non-inondation. Ces résultats suggèrent que la variabilité hydrologique influence fortement la dynamique saisonnière des CMA, sans pour autant empêcher leur maintien dans les habitats humides.

Enfin, nos observations indiquent que certaines espèces végétales pourraient coexister dans des niches écologiques voisines, influencées par des paramètres environnementales similaires, sans interaction directe ou compétition apparente (Smith et Read, 2010). Des taxons dominants tels que *Portulaca oleracea* L. ou *Helosciadium crassipes* W.D.J. Koch semblent favoriser la mycorhization d'espèces cohabitantes comme *Geranium robertianum* L., *Lotus corniculatus* subsp. *preslii* (Ten.) P. Fourn. et *Plantago lanceolata* L. Ce phénomène, rapporté dans d'autres écosystèmes humides (Zhang et al., 2014), a été confirmé par Montesinos-Navarro et al. (2012, 2019), qui montrent que la facilitation symbiotique est d'autant plus forte que les espèces impliquées sont phylogénétiquement éloignées. De telles interactions renforcent la connectivité des réseaux souterrains et la résilience collective des communautés végétales face aux stress environnementaux.

Inversement, certaines corrélations négatives observées entre taxons traduisent des mécanismes de partition fonctionnelle au sein des communautés, où certaines espèces mobilisent préférentiellement les CMA, limitant ainsi leur disponibilité pour d'autres (Bever et al., 2009 ; Simard et al., 2012). Certaines plantes peuvent agir comme de véritables "hubs mycorhiziens", concentrant les ressources fongiques et réduisant la colonisation des voisines (Barto et Cipollini, 2009). Ces phénomènes antagonistes demeurent rares mais structurants, révélant un équilibre dynamique entre facilitation et compétition symbiotique au sein des communautés végétales.

Ces résultats remettent en question l'idée reçue selon laquelle les plantes aquatiques seraient peu mycorhizées, Gomes et al. (2022) ont confirmé l'existence de symbioses MA chez des espèces humides jusque-là considérées comme non-mycorrhiziennes, mettant en évidence une distribution plus étendue qu'on ne le pensait. La capacité à établir de telles symbioses dépend néanmoins de l'habitat, du niveau de submersion et de la stratégie écologique de l'espèce (Fusconi et Mucciarelli, 2018). Par ailleurs, Ipsilantis et Sylvia (2007) ont quant à eux montré

que la composition des communautés fongiques mycorhiziennes influence différemment les performances de deux espèces végétales, soulignant la spécificité fonctionnelle de ces associations.

Ces relations suggèrent enfin que les thérophytes en raison de leur cycle de vie court et de leur installation rapide (Raunkiaer, 1934) peuvent jouer un rôle clé dans la facilitation de la mycorhization chez des géophytes et hémicryptophytes coexistant, renforçant ainsi la résilience des communautés végétales des habitats temporairement inondés.

4. Implications pour la conservation

Les résultats obtenus dans les mares temporaires méditerranéennes du nord-est algérien mettent clairement en évidence le rôle fondamental des symbioses mycorhiziennes à arbuscules (CMA) dans le maintien de la résilience écologique et la stabilité fonctionnelle des communautés végétales. Ces associations, souvent invisibles mais omniprésentes, permettent aux plantes de surmonter les fluctuations hydrologiques extrêmes, la variabilité édaphique et les pressions anthropiques croissantes, tout en assurant la régénération naturelle des habitats à travers la régulation de l'eau et des nutriments, la tolérance au stress hydrique et la stabilisation des sols (Hu et al., 2020). Leur présence soutient ainsi la productivité primaire, tout en favorisant la coexistence d'espèces aux stratégies écologiques contrastées, contribuant à la résilience structurelle et fonctionnelle des communautés végétales (Pandey et al., 2025).

De plus, la colonisation mycorhizienne élevée observée chez certaines espèces patrimoniales et endémiques (*Bellevalia mauritanica* Pomel, *Cardamine parviflora* L. et *Romulea ligustica* Parl.) suggère que les CMA jouent un rôle déterminant dans la préservation de la flore rare et menacée. Ces plantes, souvent confinées à des micro-habitats temporaires sensibles, semblent dépendre des symbioses fongiques pour compenser la faible disponibilité en nutriments liée à la santé pédologique influencé par des contraintes hydriques saisonnières. Ce constat renforce la nécessité d'intégrer la dimension souterraine et symbiotique dans les programmes de conservation des zones humides méditerranéennes.

Dans un contexte de changement climatique et de dégradation accélérée des zones humides, la prise en compte des réseaux mycorhiziens dans les plans de gestion écologique apparaît comme une approche novatrice et nécessaire. Les CMA pourraient servir d'indicateurs biologiques de la fonctionnalité des sols et de la qualité écologique des habitats, au même titre que les paramètres physico-chimiques de l'eau (Dagher et al., 2025). Ainsi, la mise en place de protocoles de suivi mycorhizien permettrait d'évaluer plus finement l'état de santé des mares temporaires, tout en orientant les stratégies de restauration écologique vers une gestion intégrée

sol-plante-microorganisme.

Enfin, la compréhension du rôle des CMA ouvre la voie à des applications concrètes en écologie appliquée :

- l'utilisation d'inocula mycorhiziens dans les programmes de revégétalisation et de réhabilitation des zones dégradées.
- la sélection d'espèces végétales hautement mycorhizées pour stabiliser les berges et restaurer la productivité écologique.
- la conservation in situ et ex situ des communautés fongiques symbiotiques associées aux plantes patrimoniales.

En somme, les champignons mycorhiziens arbusculaires ne constituent pas seulement des partenaires invisibles du monde végétal, mais des acteurs essentiels de la durabilité écologique des mares temporaires méditerranéennes. Leur rôle, longtemps sous-estimé, mérite d'être intégré aux politiques de conservation et de gestion durable, en tant que composante fonctionnelle clé des écosystèmes humides du nord-est algérien.

Dans le contexte méditerranéen et nord-africain, marqué par la rareté en eau et la dégradation des sols, les résultats de la présente étude sur les CMA des mares temporaires apportent des perspectives prometteuses pour la biorestauration et la valorisation écologique des terres agricoles marginales. Au-delà de leur rôle écologique dans les zones humides naturelles, les CMA représentent un levier biotechnologique majeur pour la durabilité des systèmes agroalimentaires. Leur efficacité à améliorer l'acquisition des nutriments, à renforcer la tolérance au stress hydrique et à stabiliser les sols leur confère une place centrale dans les approches modernes de biofertilisation et de gestion durable des sols (Begum et al., 2019 ; Sun et Shahrajabian, 2023). Ces symbioses représentent ainsi une interface stratégique entre écologie et biotechnologie, reliant la conservation des ressources naturelles à la sécurité alimentaire et à la durabilité agroécologique et forestière (Tiwari et al., 2020 ; Sun et al., 2024).

Conclusion et Perspectives

Conclusion générale

Dans un contexte mondial marqué par des transformations environnementales majeures, changement climatique, réchauffement global, pressions anthropiques croissantes, cette étude s'inscrit dans une problématique écologique d'actualité et de portée universelle. Elle a porté sur les zones humides naturelles temporaires du nord-est de l'Algérie, plus précisément dans les wilayas de Guelma et Souk Ahras, avec un double objectif : actualiser les données floristiques de ces écosystèmes peu explorés et évaluer le statut mycorhizien des taxons spontanés à travers la colonisation par les champignons mycorhiziens à arbuscules (CMA). L'analyse des relations entre la diversité végétale, les symbioses souterraines et les variables environnementales visait à mieux comprendre la dynamique spatio-temporelle de ces milieux dans une perspective de conservation durable de ce patrimoine naturel.

Les zones humides du nord-est de l'Algérie, bien qu'elles occupent une superficie relativement restreinte, représentent des écosystèmes d'une importance écologique majeure. Elles constituent de véritables réservoirs de biodiversité et jouent un rôle déterminant dans la régulation hydrologique, la fertilité des sols et le maintien des équilibres écologiques régionaux. Dans un contexte de changements globaux et de pressions anthropiques croissantes (Annexe 13), leur étude s'avère essentielle pour comprendre les mécanismes de résilience des écosystèmes méditerranéens.

L'étude menée entre 2019 et 2023 sur neuf mares temporaires réparties dans les régions de Guelma et Souk Ahras visait à caractériser la flore spontanée, à évaluer le statut mycorhizien des espèces recensées et à analyser les interactions entre la diversité végétale et les facteurs environnementaux. Les inventaires floristiques ont permis d'identifier 317 taxons appartenant à 204 genres et 64 familles, confirmant la grande richesse et l'originalité floristique de ces milieux. La dominance des thérophytes (43,22 %) à affinité méditerranéenne (66,25 %) traduit une adaptation remarquable des espèces aux variations hydrologiques et climatiques locales. La présence de 8,83 % d'espèces endémiques, dont plusieurs rares et protégées, confère à ces zones humides un intérêt patrimonial et scientifique considérable. Les sites de BTH, MTG, TRC et GZE se distinguent par leur richesse floristique et leur taux élevé d'endémisme, justifiant leur classement en zones de conservation prioritaires (ZCP).

Sur le plan écologique, l'analyse de la composition floristique met en évidence la coexistence de trois types de végétation : hydrophyte, amphibie et terrestre. Les espèces amphibies et terrestres dominent largement, illustrant la plasticité écologique des communautés face aux fluctuations hydriques saisonnières. Les résultats indiquent que la salinité, la conductivité

électrique et la texture du sol constituent des variables déterminantes dans la répartition des espèces. La présence de mares physiologiquement sèches, induite par de fortes concentrations en sels dissous, a favorisé l'installation de taxons halophiles et xérophiles adaptés au double contraindre d'humidité saisonnière et de stress osmotique.

L'étude du statut mycorhizien des 117 taxons colonisés par des champignons à arbuscules (CMA) a révélé une diversité fonctionnelle importante au sein des communautés végétales. Ces associations symbiotiques jouent un rôle clé dans la tolérance au stress hydrique, la résilience écologique et la structuration des communautés végétales. Certaines espèces, telles que *Portulaca oleracea* L. et *Helosciadium crassipes* W.D.J. Koch, agissent comme des espèces «facilitatrices», renforçant la mycorhization de leurs voisines grâce à des effets de voisinage. Ces interactions souterraines témoignent du rôle central des CMA dans le maintien des équilibres biologiques et la durabilité de ces habitats temporaires.

L'analyse conjointe des indices de diversité de Shannon (H') et de distinction taxonomique (DT) a mis en évidence une dissociation entre richesse spécifique et divergence taxonomique. Si les mares de MTG, GZE, TRC et TAR présentent les valeurs de diversité les plus élevées, les sites de BTH et TRN affichent les valeurs maximales de DT. Cette complémentarité entre indices montre que la diversité floristique ne se limite pas au nombre d'espèces, mais traduit également la distance évolutive et la singularité phylogénétique des taxons présents. Le site de BTH, en particulier, se démarque par un fort indice de DT, suggérant l'existence de barrières écologiques ou biogéographiques, voire d'une dynamique évolutive propre à ce milieu.

Les corrélations entre la DT et les variables environnementales soulignent l'influence majeure de l'agriculture, du pâturage et des incendies de forêt. Ces facteurs exercent une pression négative sur la diversité et l'hétérogénéité régionales. Cependant, la faible intensité agricole et la rareté des incendies dans certaines zones ont permis de maintenir localement une diversité fonctionnelle élevée, traduisant une certaine capacité de résilience écologique. Dans l'ensemble, les perturbations anthropiques, bien que variables selon les sites, se traduisent par une homogénéisation floristique et une diminution du caractère distinctif des communautés.

Les résultats de cette recherche mettent ainsi en lumière l'existence d'un équilibre fragile entre facteurs abiotiques, pressions humaines et interactions biotiques. La diversité floristique et mycorhizienne observée dans les zones humides temporaires du nord-est algérien découle d'une combinaison complexe entre contraintes édaphiques, régimes hydriques et symbioses souterraines. Ces milieux, longtemps négligés dans les politiques de conservation, abritent une biodiversité unique, composée d'espèces rares, endémiques et indicatrices de la qualité écologique des habitats.

Perspectives et recommandations

Les résultats obtenus ouvrent plusieurs pistes de recherche et d'action pour la gestion durable des zones humides :

1. Sur le plan scientifique, il serait pertinent d'approfondir l'étude fonctionnelle des symbioses mycorhiziennes, notamment leurs interactions avec les bactéries du sol et leur rôle dans la résistance aux stress hydriques et salins. L'intégration d'approches moléculaires (métagénomiques et phylogénétiques) permettrait de mieux comprendre la structure et la dynamique des réseaux souterrains.
2. Sur le plan écologique, la mise en place d'un suivi à long terme des sites étudiés s'avère indispensable pour évaluer l'évolution de la biodiversité floristique face aux changements climatiques et à l'intensification des activités humaines. Une intégration de ces mares dans des programmes nationaux et méditerranéens de suivi écologique renforcerait la cohérence des stratégies de conservation.
3. Sur le plan de la conservation, la reconnaissance officielle de certains sites comme zones protégées ou sites Ramsar est à envisager. Leur richesse floristique, leur taux d'endémisme et leur rôle écologique justifient pleinement une telle mesure. Des campagnes de sensibilisation et de formation à destination des agriculteurs et des collectivités locales contribueraient à promouvoir des pratiques durables, limitant la pollution, le surpâturage et les feux de végétation.
4. Sur le plan socio-environnemental, la valorisation durable de ces zones humides pourrait s'appuyer sur l'écotourisme scientifique, la recherche participative et l'éducation environnementale, afin de renforcer le lien entre les populations locales et leur patrimoine naturel.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Abdalla, M., Bitterlich, M., Jansa, J., Püschel, D., et Ahmed, M. A. (2023). The role of arbuscular mycorrhizal symbiosis in improving plant water status under drought. *Journal of Experimental Botany*, 74(16), 4808-4824.
- Abdelaal, K., Alaskar, A., et Hafez, Y. (2024). Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on physiological, bio-chemical and yield characters of wheat plants (*Triticum aestivum* L.) under drought stress conditions. *BMC Plant Biology*, 24(1), 1119.
- Acreman, M. C., et Holden, J. (2013). How wetlands affect floods, droughts, and water quality. *Hydrological Processes*, 27(1), 1-4.
- Acreman, M., et Holden, J. (2013). How wetlands affect floods. *Wetlands*, 33, 773-786.
- Adi, N., Amrani, S., Hirche, A., Boughani, A., et Nedjraoui, D. (2016). Diversité biologique et phytogéographique pour des niveaux différents de salinité dans la région du Chott-Ech-Chergui (sud-ouest de l'Algérie). *Revue d'Écologie (Terre et Vie)*, 71(4), 342-355.
- Aibeche, C., Sidhoum, W., Djabeur, A., et Kaid-Harche, M. (2020). Effet des caractéristiques physico-chimiques sur la charge microbienne de l'eau des zones humides du nord-ouest algérien : Cas du lac Télamine et de Dayet Oum Ghellaz, Oran. *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*, 6(4), 1647-1657.
- Al-Hadithi, M. (2012). Application of water quality index to assess suitability of groundwater quality for drinking purposes in Ratmao-Pathri Rao watershed, Haridwar District, India. *American Journal of Scientific and Industrial Research*, 23, 1321-1336.
- Ali Tatar, B., Touati, L., Hamel, T., Mechentel, E., Badouna, B., et Benslama, M. (2023). Phytoécologie, dynamique et reconstitution pollinique de deux mares tourbeuses (Aoural et Ain Salhat) de la petite Kabylie orientale: Cas du bassin versant d'Oued Zhor (Nord-Est algérien). *Flora Mediterranea*, 33, 193-213.
- Alikhani, M., Amini, F., et Jafari, R. (2021). Urban wetlands and microclimate regulation: Cooling effect and climate change mitigation in metropolitan areas. *Urban Climate*, 38, 100923.
- Alikhani, S., Nummi, P., et Ojala, A. (2021). Urban wetlands: A review on ecological and cultural values. *Water*, 13(22), 3301.
- Allem, M., Hamel, T., Tahraoui, C., Boulemtafes, A., et Bouslama, Z. (2017). Diversité floristique des mares temporaires de la région d'Annaba (Nord-Est Algérien). *International Journal of Environmental Studies*, 75, 405-424.

- Allison L. E. et Moodie C. D. (1983). Carbonate. In *Methods of Soil Analysis: Part 2 - Chemical and Microbiological Properties*. *American Society of Agronomy*, 9, 595-624.
- Aminot, A., et Kérouel, R. (2004). *Hydrologie des écosystèmes marins : Paramètres et analyses*. Ifremer, Editions Quae, 335pg.
- Anderson, S. (2002). *Identifying Important Plant Areas*. Plantlife International, Salisbury, UK.
- Anthony, M. A., Bender, S. F., et van der Heijden, M. G. (2023). Enumerating soil biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120(33), e2304663120.
- APD : Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève, & South African National Biodiversity Institute. (2025). *African Plants Database*. <https://africanplantdatabase.ch/>
- Attia, M. S., Abdelaziz, A. M., Al-Askar, A. A., Arishi, A. A., Abdelhakim, A. M., et Hashem, A. H. (2022). Plant growth-promoting fungi as biocontrol tool against fusarium wilt disease of tomato plant. *Journal of Fungi*, 8(8), 775.
- Baaloudj, A., Ouarab, S., Kerfouf, A., Bouriach, M., Hussein, A. A., Hammana, C., et Djeneba, H. D. (2020). Use of macro invertebrates to assess the quality of Seybouse River (North-East of Algeria). *Ukrainian Journal of Ecology*, 10(4), 60-66.
- Augé, R. M. (2001). Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Mycorrhiza*, 11(1), 3-42.
- Bagella, S., Caria, M. C., Filigheddu, R. S., et Farris, E. E. (2009). Phytosociological analysis in Sardinian Mediterranean temporary wet habitats. *Fitosociologia*, 46(1), 11-26.
- Bakker, E. S., Ritchie, M. E., Olf, H., Milchunas, D. G., et Knops, J. M. (2006). Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. *Ecology Letters*, 9(7), 780-788.
- Baldrian, P., Kohout, P., et Větrovský, T. (2023). Global fungal diversity estimated from high-throughput sequencing. In *Evolution of Fungi and Fungal-Like Organisms* (pp. 227-238). Cham: Springer International Publishing.
- Barbéro, M., et Quézel, P. (1989). La végétation des zones humides méditerranéennes. *Ecologie Méditerranéenne*, 15(2), 3-24.
- Barto, E.K., Weidenhamer, J.D., Cipollini, D., et Rillig, M.C. (2012). Fungal superhighways: do common mycorrhizal networks enhance below ground communication?. *Trends in Plant Science*, 17(11), 633-637.
- Battandier, J. A. (1888-1890). *Flore de l'Algérie : Dicotylédones* (pp. 1-866). Typographie Adolphe Jourdan : Paris, France.

- Battandier, J. A., et Trabut, L. (1895). *Flore d'Algérie : Monocotylédones* (pp. 1-256).
- Beebe, G. R., Pile Knapp, L. S., Stambaugh, M. C., Dey, D. C., Davidson, B., Maddox, D., et Kabrick, J. M. (2024). Fire versus herbivory for oak woodland restoration: burning achieves short-term structural and compositional objectives whereas browsing alone fails to reduce stem densities and promote ground flora. *Fire Ecology*, 20(1), 102.
- Bélaïr, G. D. (2005). Dynamique de la végétation de mares temporaires en Afrique du Nord (Numidie orientale, NE Algérie). *Ecologia mediterranea*, 31(1), 83-100.
- Begum, N., Qin, C., Ahanger, M. A., Raza, S., Khan, M. I., Ashraf, M., ... et Zhang, L. (2019). Role of arbuscular mycorrhizal fungi in plant growth regulation: implications in abiotic stress tolerance. *Frontiers in plant science*, 10, 1068.
- Belouahem-Abed, D., Belouahem, F., Benslama, M., de Bélaïr, G., et Muller, S. D. (2011). Les aulnaies de Numidie (NE algérien) : Biodiversité floristique, vulnérabilité et conservation. *Comptes Rendus Biologies*, 334, 61-73.
- Belouahem-Abed, D., Belouahem, F., et De Bélaïr, G. (2009). Biodiversité floristique et vulnérabilité des aulnaies glutineuses de la Numidie algérienne (NE Algérien). *European Journal of Scientific Research*, 32(3), 329-361.
- Benaffari, W., Boutasknit, A., Anli, M., Ait-El-Mokhtar, M., Ait-Rahou, Y., Ben-Laouane, R., Ahmed, H.B., Mitsui, T., Baslam, M., et Meddich, A. (2022). The native arbuscular mycorrhizal fungi and vermicompost- based organic amendments enhance soil fertility, growth performance, and the drought stress tolerance of quinoa. *Plants*, 11(3), 393.
- Benaradj, A., Boucherit, H., Hasnaoui, O., et Babali, B. (2021). Phytoécologie de la formation steppe à Drinn (*Stipagrostis pungens*) dans la région de Naâma (Ouest Algérien). *Flora Mediterranea*, 31, 1-13.
- Benhouhou, S. (2007). Biodiversity and conservation of Mediterranean wetlands in Algeria. *Wetlands Ecology and Management*, 15(2), 123-135.
- Benhouhou, S., Yahi, N., et Véla, E. (2018). Algeria (chapter 1 "State of knowledge of the South and East Mediterranean flora"). *Conserving Wild Plants in the South and East Mediterranean Region*, 1^{ère} éd.; IUCN & IUCN Centre for Mediterranean Cooperation: Gland, Switzerland, 8-10.
- Benhouhou, S., Yahi, N., et Véla, E. (2018). Algeria (chapter 2 "Status of threatened flora"). *Conserving Wild Plants in the South and East Mediterranean Region*, 2^{ème} éd.; IUCN & IUCN Centre for Mediterranean Cooperation: Gland, Switzerland, 25-27.
- Benhouhou, S., Yahi, N., et Véla, E. (2018). Algeria (chapter 3" Key Biodiversity Areas

- (KBAs) for plants in the Mediterranean region"). Conserving Wild Plants in the South and East Mediterranean Region, 3^{ème} éd.; IUCN & IUCN Centre for Mediterranean Cooperation: Gland, Switzerland, 53-60.
- Bennadja, S., de Bélair, G., et Tlili Ait Kaki, Y. (2013). La subéraie de la Numidie orientale : Une source de biodiversité. *Quaderni di Botanica Ambientale e Applicata*, 24, 49-53.
- Benslama, A. (2007). Les zones humides méditerranéennes: Diversité et enjeux écologiques. *Revue Algérienne des Sciences de la Nature*, 5(1), 45-58.
- Benslama, M. (2007). *Diversité végétale et dynamique spatio-temporelle de la végétation du complexe humide de Guerbes-Sanhadja (Algérie orientale)*. Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar-Annaba (Algérie).
- Benslama, M. (2007). *Les sols du complexe humide de l'Algérie Nord Orientale (formation, organisation et évolution)*. Thèse de doctorat. Institut National Agronomique El Harrach-Alger.(Algérie)
- Bever, J. D., Richardson, S. C., Lawrence, B. M., Holmes, J., et Watson, M. (2009). Preferential allocation to beneficial symbiont with spatial structure maintains mycorrhizal mutualism. *Ecology Letters*, 12(1), 13-21.
- Blanca, G., Cabezudo, B., Cueto, M., López, C. F., et Torres, C. M. (2009). *Flora vascular de Andalucía Oriental* (1^{ère} -4^{ème} éd., pp. 23-1848). Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Seville Espagne
- Blanco-Coronas, A. M., Lopez-Chicano, M., Calvache, M. L., Benavente, J., et Duque, C. (2020). Groundwater-Surface Water Interactions in “La Charca de Suárez” Wetlands, Spain. *Water*, 12(2), 344.
- Bleu, P. (2020). *État des forêts méditerranéennes 2018*. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, 363 pg.
- Blondel, J., Aronson, J., Bodiou, J. Y., et Boeuf, G. (2010). *The Mediterranean region: Biological diversity in space and time* (2^{ème} éd.). Oxford University Press.
- Boix, D., Calhoun, A. J. K., Mushet, D. M., Bell, K. P., Fitzsimons, J. A., Isselin-Nondedeu, F. (2024). Conservation of temporary wetlands. In *Encyclopedia of the World's Biomes* (pp. 279-294).
- Bolboaca, S. D., et Jäntschi, L. (2006). Pearson versus Spearman, Kendall's tau correlation analysis on structure-activity relationships of biologic active compounds. *Leonardo Journal of Sciences*, 5(9), 179-200.
- Bonfante, P., et Genre, A. (2010). Mechanisms underlying beneficial plant–fungus interactions in mycorrhizal symbiosis. *Nature Communications*, 1(4), 48.

- Bonnet, B., Aulong, S., Goyet, S., Lutz, M., et Mathevet, R. (2005). *Gestion intégrée des zones humides méditerranéennes: Conservation des zones humides*. Tour du Valat. Arles France.
- Bosman, B., et Carnol, M. (2022). *Étude à long terme de la biogéochimie des écosystèmes forestiers* (n° 21/15119). Université de Liège (France), 37pg.
- Bouahim, S., Rhazi, L., Amami, B., Sahib, N., Rhazi, M., Waterkeyn, A., Zouahri, A., Mesleard, F., Muller, S. D., et Grillas, P. (2010). Impact of grazing on the species richness of plant communities in Mediterranean temporary pools (western Morocco). *Comptes Rendus Biologies*, 333(9), 670-679.
- Bouahim, S., Rhazi, L., Amami, B., Waterkeyn, A., Rhazi, M., Saber, E. R., Zouahri, A., Van Den Broeck, M., Muller, S. D., Brendonck, L., et Grillas, P. (2014). Unravelling the impact of anthropogenic pressure on plant communities in Mediterranean temporary ponds. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), 918-929.
- Bouchibane, M., Véla, E., Bougaham, A. F., Zemouri, M., Mazouz, A., et Sahnoune, M. (2017). Étude phytogéographique des massifs forestiers de Kéfrida, un secteur méconnu de la zone importante pour les plantes des Babors (Nord-Est algérien). *Revue d'Écologie*, 72(4), 374-386.
- Boukehili, K., Boutabia, L., Telailia, S., Mena, M., Tlidjane, A., Maazi, M. C., Chefrour, A., Saheb, M., et Vela, E. (2018). Les orchidées de la wilaya de Souk-Ahras (Nord-Est Algérien): Inventaire, écologie, répartition et enjeux de conservation. *Revue d'écologie Terre Vie*, 73(2), 167-179.
- Boukeng, H., et Elvire, A. (2021). Pressions anthropiques et vulnérabilité des zones humides en Afrique centrale : Étude de cas au Cameroun. *Afrique Environnement*, 19(1), 45-62.
- Boulaacheb, N. (2018). *Etude de la végétation terrestre et aquatique du djebel Megriss (Nord Tellien, Algérie) Analyse floristique, phytosociologique et pastorale*. Thèse de doctorat, Université de Ferhat Abbas-Sétif (Algérie), 402pg.
- Bouldjedri, M., de Bélair, G., Mayache, B., et Muller, S. D. (2011). Menaces et conservation des zones humides d'Afrique du Nord : Le cas du site Ramsar de Beni-Belaid (NE algérien). *Comptes Rendus Biologies*, 334, 757-772.
- Boulemtafes, A. (2020). *Contribution à l'étude de la végétation littorale numidienne : Phytoécologie et conservation*. Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar-Annaba, (Algérie). 194pg.
- Boulemtafes, A., Hamel, T., et Chenchouni, H. (2018). La flore rare et endémique dans les écosystèmes humides du Nord-Est algérien. *Acta Botanica Malacitana*, 43, 47-59.

- Bouzillé, J. B., Aidoud, A., Bonis, A., Clement, B., Hubert-Moy, L., et Paillisson, J. M. (2014). *Ecologie des zones humides: Concepts, méthodes et démarches*. Tec & Doc Lavoisier. 241pg.
- Boyno, G., Rezaee Danesh, Y., Çevik, R., Teniz, N., Demir, S., Durak, E. D., Farda, B., Mignini, A., Djebaili, R., Pellegrini, M., Porcel, R., et Mulet, J. M. (2025). Synergistic benefits of AMF: development of sustainable plant defense system. *Frontiers in Microbiology*, 16, 1551956.
- Brailey-Crane, P., Spann, S. M., Pendergast IV, T. H., Long, B. J., Brinkley, A. K., Mondibrown, S. R., ... et Bennetzen, J. L. (2025). Exploring eco-evolutionary and temporal patterns of arbuscular mycorrhizal fungal communities colonizing Sorghum bicolor across sites of contrasting land use history and climate. *bioRxiv*, 10.
- Brar, B., Bala, K., Saharan, B. S., Sadh, P. K., et Duhan, J. S. (2024). Bio-boosting agriculture: Harnessing the potential of fungi-bacteria-plant synergies for crop improvement. *Discover Plants*, 1(1), 21.
- Bravo, A., Ivanov, S., Jurgensen, L., Jablonski, I., Rebelo, A. R., et Harrison, M. J. (2024). Discovering new functions for genes involved in arbuscular mycorrhizal symbiosis. In *MOLECULAR PLANT-MICROBE INTERACTIONS* (37(5), 96-96). 3340 PILOT KNOB ROAD, ST PAUL, MN 55121 USA: AMER PHYTOPATHOLOGICAL SOC.
- Brossier, A. (2024). *Climat et biogéographie méditerranéenne: Enjeux environnementaux contemporains*. Presses Universitaires de Provence.
- Brossier, C. L. (2024). *Processus océan-atmosphère, prévision couplée à fine-échelle et précipitations intenses sur le bassin méditerranéen occidental*. Thèse de doctorat, Université de Toulouse III-Paul Sabatier, (France).
- Brundrett, M. C. (2009). Mycorrhizal associations and other means of nutrition of vascular plants: Understanding the global diversity of host plants by resolving conflicting information and developing reliable means of diagnosis. *Plant and Soil*, 320(1), 37-77.
- Calvet, R. (2003). *Le sol: Propriétés et fonctions. Constitution et structure, phénomènes aux interfaces* (Vol 1). France Agricole-Dunod. Paris (France), 455pg.
- Carabal, E., Rodríguez, J. A., et López, F. (2023). Restoration of Mediterranean wetlands under climate pressure: Lessons and perspectives. *Wetlands Ecology and Management*, 31(2), 211-228.
- Carvalho, L. M., Caçador, I., et Martins-Loução, M. (2001). Temporal and spatial variation of arbuscular mycorrhizas in salt marsh plants of the Tagus estuary (Portugal). *Mycorrhiza*, 11(6), 303-309.

- Cazabonne, J. (2024). *Influence du type de sol et de la zonation verticale sur les communautés fongiques dans les pinèdes grises naturelles des écosystèmes d'eskers*. Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (Canada), 154pg.
- Chaudhary, A., Poudyal, S., et Kaundal, A. (2025). Role of arbuscular mycorrhizal fungi in maintaining sustainable agroecosystems. *Applied Microbiology*, 5(1), 6.
- Chauvel, B., Darmency, H., Munier-Jolain, N., et Rodriguez, A. (2018). *Gestion durable de la flore adventice des cultures*. Quae. : Versailles, France, 354pg.
- Chazée, L., Dubos, C., et Garnier, T. (2017). Les zones humides face aux pressions urbaines et agricoles : Stratégies de gestion durable. *Revue Internationale d'Écologie*, 22(4), 98-112.
- Chedad, A., Bouteraa, N., et Boukerzaza, A. (2020). Diagnostic écologique et valorisation des zones humides du nord-est algérien. *Revue Algérienne des Sciences de l'Environnement*, 6(1), 58-70.
- Chen, X. D., Zhu, Y., Feng, M. N., Li, J. H., et Shi, M. Y. (2024). Community responses of arbuscular mycorrhiza fungi to hydrological gradients in a riparian *Phragmites australis* wetland. *Ecology and Evolution*, 14(4), e11271.
- Chenu C., Chotte J. L. et Luu P. (2022). Le stockage du carbone dans les sols. In *Annales des Mines-Responsabilité & environnement*, 105(1), 72-77. Institut Mines-Télécom
- Chermat, S., Djellouli, Y., et Gharzouli, R. (2013). Dynamique régressive de la végétation des hautes plaines sétifiennes : érosion de la diversité floristique du djebel Youssef (Algérie). *Revue d'écologie*, 68(1), 85-100.
- Chok, A. (2008). Statistical methods in environmental science. *Environmental Statistics Journal*, 14(3), 235-250.
- Coquin, S., Caron, A., Elion-Gambou, O., et Besson, M. (2022). Espèces remarquables en mer Méditerranée: Menaces, suivis et conservation. *Ecologia Mediterranea*, 48(1), 73-79.
- Core Team, R. (2013). R: A language and environment for statistical computing (Version 3.0.2) [Logiciel]. R Foundation for Statistical Computing.
- Corrales, A., Henkel, T. W., et Smith, M. E. (2018). Ectomycorrhizal associations in the tropics—biogeography, diversity patterns and ecosystem roles. *New phytologist*, 220(4), 1076-1091.
- Coussin V. (2021). *Gradients climatiques continentaux et hydrologiques au cours de l'Holocène dans la marge algérienne au Golfe du Lion : approche multi-proxies : palynologie, sédimentologie, biomarqueurs moléculaires et reconstructions climatiques*

- Thèse de doctorat, Université de Bretagne occidentale-Brest (France).
- Cuesta, B. (2013). *Les interactions mycorhiziennes arbusculaires dans la rhizosphère: méthodes d'observation et d'analyse*. Thèse de doctorat, Université de Montpellier (France).
- Czeszynski V. (2024). *Climat : 20 questions pour comprendre et agir*. Éditions Ellipses, 352pg.
- Dagher, D., Taskos, D., Mourouzidou, S., et Monokrousos, N. (2025). Microbial-Enhanced Abiotic Stress Tolerance in Grapevines: Molecular Mechanisms and Synergistic Effects of Arbuscular Mycorrhizal Fungi, Plant Growth-Promoting Rhizobacteria, and Endophytes. *Horticulturae*, 11(6), 592.
- Daira N. E. H., Maazi M. C., et Chefrour A. (2016). Contribution à l'étude phytochimique d'une plante médicinale (*Ammoides verticillata* Desf. Briq.) de l'Est Algérien. *Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège*, 85(1), 276-290.
- Darbyshire, I., Anderson, S., Asatryan, A., Byfield, A., Cheek, M., Clubbe, C., Ghrabi, Z., Harris, T., Heatubun, C.D., Kalema, J., Magassouba, S., McCarthy, B., Milliken, W., Montmollin, B.d., Lughadha, E.N., Onana, J.M., Saïdou, D., Saïbu, A., Shrestha, K., et Radford, E. A. (2017). Important Plant Areas: revised selection criteria for a global approach to plant conservation. *Biodiversity and Conservation*, 26(8), 1767-1800.
- De Beaulieu, J. L., Miras, Y., Andrieu-Ponel, V., et Guiter, F. (2005). Vegetation dynamics in north-western Mediterranean regions: instability of the Mediterranean bioclimate. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 139(2), 114-126.
- De Bélair, G., et Boussouak, R. (2002). Une orchidée endémique de Numidie, oubliée: *Serapias stenopetala* Maire & Stephenson 1930. *L'orchidophile*, 153, 189-196.
- de Bélair, G., Médail, F., et Quézel, P. (2005). Climate change effects on Mediterranean wetland ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 14(6), 1231-1244.
- De Bélair, G., Véla, E., et Boussouak, R. (2005). Inventaire des orchidées de la Numidie (NE Algérie) sur vingt années. *Journal of European Orchids*, 37(2), 291-401.
- Dechir B., Chouikh A., Azizi N. N., Ganaoui N., Grira A., Abdiouene A., ... et Chefrour A. (2019, mai). Biodiversity of bulbous and tuberous geophytes from the El Kala National Park (North-Eastern Algeria): Checklist, vulnerability and conservation. In *Anales de Biología* (No. 41, pp. 25-38). Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia.
- Dedinger, C. (2024). *Le devenir des zones humides face aux changements globaux: analyse patrimoniale des compromis socio-écologiques sur les marais de Brouage et du Fier*

- d'Ars (Charente-Maritime, France)*. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux (France), 346pg.
- Deil, U. (2005). A review on habitats, plants traits and vegetation of ephemeral wetlands-A global perspective. *Phytocoenologia*, 35(3), 533-705.
- Delaeter, M., Magnin-Robert, M., Randoux, B., et Lounès-Hadj Sahraoui, A. (2024). Arbuscular mycorrhizal fungi as biostimulant and biocontrol agents: a review. *Microorganisms*, 12(7), 1281.
- Delavaux, C. S., Weigelt, P., Dawson, W., Duchicela, J., Essl, F., van Kleunen, M., König, C., Pergl, J., Pyšek, P., Stein, A., Winter, M., Schultz, P., Krefl, H., et Bever, J. D. (2019). Mycorrhizal fungi influence global plant biogeography. *Nature Ecology & Evolution*, 3(3), 424-429.
- Delle Grazie, F. M., et Gill, L. W. (2022). Review of the ecosystem services of temperate wetlands and their valuation tools. *Water*, 14(9), 1345.
- Derwich, E., Benaabidate, L., Zian, A., Sadki, O., et Belghity, D. (2010). Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec oued Fès. *Lahryss Journal*, 8(1), 101-112.
- Djebbouri, M., et Terras, M. (2019). Floristic diversity with particular reference to endemic, rare or endangered flora in forest formations of Saïda (Algeria). *International journal of environmental studies*, 76(6), 990-1003.
- Dobignard, A., et Chatelain, C. (2010-2013). *Index synonymique de la flore d'Afrique du Nord* (1^{ère} -5^{ème} éd). Éditions Des Conservatoire Et Jardin Botaniques, Genève.Swiss, 2236pg.
- Dolar, N., Šraj, N., Pongrac, P., Regvar, M., et Gaberščik, A. (2010). The presence of mycorrhiza in different habitats of an intermittent aquatic ecosystem. In *Water and nutrient management in natural and constructed wetlands* (pp 299-308). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Duan, S., Feng, G., Limpens, E., Bonfante, P., Xie, X., et Zhang, L. (2024). Cross-kingdom nutrient exchange in the plant-arbuscular mycorrhizal fungus-bacterium continuum. *Nature Reviews Microbiology*, 22(12), 773-790.
- Duchaufour P., Faivre P., Poulénard J. et Gury M. (2020). *Introduction à la science du sol : Sol, végétation, environnement* (7^{ème} éd.). Éditions Dunod. Paris, France.
- Ebrahimi, F., Salehi, A., Movahedi Dehnavi, M., Mirshekari, A., Hamidian, M., et Hazrati, S. (2021). Biochemical response and nutrient uptake of two arbuscular mycorrhiza-

- inoculated chamomile varieties under different osmotic stresses. *Botanical Studies*, 62(1), 22.
- El Bouhissi, M., Fertout-Mouri, N., et Bouiadjara, S. (2021). Caractérisation floristique et phytoécologique de la flore de la forêt de Zegla, circonscription de Merine (Ouest algérien). *Geo-Eco-Trop*, 45(1), 131-143.
- Faurel, L. (1959). Plantes rares et menacées d'Algérie. *Revue d'Écologie*, 140-155.
- Fehlinger, L., Misteli, B., Morant, D., Juvigny-Khenafou, N., Cunillera-Montcusí, D., Chaguaceda, F., ... et Rimcheska, B. (2023). The ecological role of permanent ponds in Europe: a review of dietary linkages to terrestrial ecosystems via emerging insects. *Inland Waters*, 13(1), 30-46.
- Fenu, G., Melis, A., Pinna, M. S., Loi, M. C., Calderisi, G., et Cogoni, D. (2022). Impact of horse grazing on floristic diversity in Mediterranean small standing-water ecosystems (SWEs). *Plants*, 11(12), 1597.
- Ferchichi Ben Jamaa, H., Serge, D., Muller, S. D., Ghrabi-Gammar, Z., Rhazi, L., Soulié-Märsche, I., Gammar, A. M., Ouali, M., Ben Saad-Limam, S., et Daoud-Bouattour, A. (2014). Influence du pâturage sur la structure, la composition et la dynamique de la végétation de mares temporaires méditerranéennes (Tunisie septentrionale). *Revue d'Écologie (Terre et Vie)*, 69(3-4), 196-213.
- Fetnaci, I. (2022). *Diversité des Fabacées et de leurs symbiotes autour du lac Fetzara*. Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar-Annaba, (Algérie). 171pg.
- Fetnaci, I., Beddiar, A., et Hamel, T. (2019). Le lac Fetzara (Nord-Est algérien): Biodiversité floristique et menaces potentielles. *Flora Mediterranea*, 29, 227-245.
- Fogliani, O. (2023). La mycologie : un domaine accessible à tous. *Couvert boréal*, 19(3), 17-18.
- Fortin, J. A., Piché, Y., et Plenchette, C. (2015). *Les mycorhizes: l'essor de la nouvelle révolution verte*. Edition Multimondes, Québec (Canada), 131 pg.
- Freschet, G. T., Violle, C., Roumet, C., et Garnier, E. (2018). Interactions entre le sol et la végétation: Structure des communautés de plantes et fonctionnement du sol. In P. Lemanceau et M. Blouin (Vol 6), *Les sols au cœur de la zone critique: Écologie*. ISTE.london (UK), 6, 83-104.
- Fritsch, C., Grosdidier, M., Gégout-Petit, A., et Marçais, B. (2024). Mechanistic-statistical model for the expansion of ash dieback. *arXiv preprint arXiv:2409.06273*.
- Frontier, S. (1983). *Stratégies d'échantillonnage en écologie* (pp. 50-494). Masson. Masson: Paris, France.

- Fusconi, A., et Mucciarelli, M. (2018). How important is arbuscular mycorrhizal colonization in wetland and aquatic habitats?. *Environmental and Experimental Botany*, 155, 128-141.
- Gaid, K. (2022). *Traitement de l'eau potable 1 : Qualité des eaux et clarification* (1^{ère} éd). ISTE
- Gal, F., et Ghestem, J.-P. (2019). *Détermination du potentiel d'oxydoréduction dans les eaux : Proposition de document normative*. Aquaref-Paris, France, 24pg.
- Gamoun, M., Ouled Belgacem, A., Hanchi, B., et Neffati, M. (2011). Variations de la diversité floristique en fonction du mode de gestion des parcours arides de la Tunisie méridionale. *Écologia Méditerranéa*, 37(2), 33-44.
- Garbaye, J. (2013). *La symbiose mycorhizienne : Une association entre les plantes et les champignons* (3^e éd.). Éditions Quae, 280pg.
- Gennari, G., Neves, M. C., et Monteiro, J. P. (2024). Mapping Mediterranean temporary ponds in SW Portugal using remote sensing. In *EGU General Assembly Conference Abstracts* (p. 8553).
- Geurden, J., Heimer, V., et Frajman, B. (2025). Co-occurring *Luzula* species (Juncaceae) of different ploidy in alpine grasslands of the Eastern Alps exhibit negligible ecological differentiation at small geographic scale. *Ecology*, 106, 784-794.
- Ghafoul, M., Dellal, A., Latreche, A., et Hadjadj, K. (2019). The study of desertification in Algerian steppic rangelands: Case of the Djelfa region. *Azarian Journal of Agriculture*, 5, 129-138.
- Ghrabi-Gammar, Z., Daoud-Bouattour, A., Ferchichi, H., Gammar, A. M., Muller, S. D., Rhazi, L., et Limam-Ben Saad, S. (2009). Flore vasculaire rare, endémique et menacée des zones humides de Tunisie. *Revue d'Écologie (Terre & Vie)*, 64, 19-40.
- Giovannini, L., Palla, M., Agnolucci, M., Avio, L., Sbrana, C., Turrini, A., et Giovannetti, M. (2020). Arbuscular mycorrhizal fungi and associated microbiota as plant biostimulants: research strategies for the selection of the best performing inocula. *Agronomy*, 10(1), 106.
- Gobat, J. M., Aragno, M., et Matthey, W. (2010). *Le sol vivant: bases de pédologie, biologie des sols* (3^{ème} éd). EPFL Press, 14, 817pg.
- Gomes, S. R. B. S., de Queiroz, M. B., Leroy, J. A. S., de Lima, J. L. R., Freire, F. A. D. M., Jobim, K., ... et Goto, B. T. (2022). Richness of arbuscular mycorrhizal fungi in a Brazilian tropical shallow lake: assessing an unexpected assembly in the aquatic-terrestrial gradient. *Diversity*, 14(12), 1046.

- Grace, J. B., et Bollen, K. A. (2005). Interpreting the results from multiple regression and structural equation models. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 86(4), 283-295.
- Grillas, P., et Roché, J. (1997). *Végétation des marais temporaires : Écologie et gestion : Conservation des zones humides méditerranéennes* (8^{ème} éd.). MedWet, Tour du Valat. : Arles, France
- Grillas, P., Gauthier, P., Yavercovski, N., et Perennou, C. (2004). *Les mares temporaires méditerranéennes : Enjeux de conservation, fonctionnement et gestion* (1^{re} éd.). Tour du Valat. Arles France pp 1-120
- Guellati K., Mena M., Kaouachi A., Touarfia M., Rebbah A. C., Djouamaa A. et Maazi M. C. (2022). Premières données sur la phénologie du Pigeon ramier (*Columba palumbus*) dans la région de Souk Ahras (Nord-Est de l'Algérie). *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 147(3), 115-127.
- Gucwa-Przepióra, E., Nadgórska-Socha, A., Fojcik, B., et Chmura, D. (2016). Enzymatic activities and arbuscular mycorrhizal colonization of *Plantago lanceolata* and *Plantago major* in a soil root zone under heavy metal stress. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(5), 4742-4755.
- Guo, Y., et Chen, Y. (2024). A review of the impact of grazing on grassland ecosystems: Research progress and prospects. *Advances in Resources Research*, 4(3), 455-473.
- Gupta, M.M., et Richardson, D.H.(2021). Editorial: Anthropogenic impacts on symbiotic systems. *Symbiosis* 84, 229-232.
- Hade, A. (2003). *Nos lacs : les connaître pour mieux les protéger* (1^{ère} éd). Fides, Québec (Canada), 359pg.
- Hamaidia H. et Berchi S. (2018). Étude systématique et écologique des moustiques (Diptera: Culicidae) dans la région de Souk-Ahras (Algérie). *Entomologie faunistique - Faunistic Entomology*, 71, 8.
- Hamel T., de Belair G., Saci A., Slimani A., Boulemtafes A., Boutabia L. et Telailia S. (2023). Aperçu sur la connaissance actuelle de la flore vasculaire de la région de Filfila (Nord-Est algérien). *Lejeunia, Revue de Botanique*.
- Hamel T., Hidalgo Triana N., Meddad-Hamza A., Boulemtafes A., Souilah N., de Bélair G. et Salvo Tierra A. E. (2022). Analysis of taxonomic distinctness and priority conservation areas as a basis for heritage enhancement of floristic diversity: The case of the 'hotspot' of the islands of Numidia (North-Eastern Algeria). *Mediterranean Botany*, 43, 1-24.

- Hamel T., Sadou S., Seridi R., Boukhdir S. et Boulemtafes A. (2018). Pratique traditionnelle d'utilisation des plantes médicinales dans la population de la péninsule de l'Edough (Nord-Est algérien). *Ethnopharmacologia*, 59, 65-71.
- Hamel, C., et Boulemtafes, A. (2017). New plant species discoveries in Algerian wetlands. *Phytotaxa*, 312(1), 1-10.
- Hamel, C., Véla, E., et Benhouhou, S. (2013). Endemic flora of the Edough Peninsula, Algeria: status and conservation. *Biodiversity and Conservation*, 22(5), 1103-1120.
- Hamel, T., Azzouz, Z., Bellili, A. M., Boutabia, L., et Telailia, S. (2020). L'arctothèque souci (*Arctotheca calendula*): une nouvelle espèce exotique pour la flore algérienne. *Flora Mediterr*, 30, 137-142.
- Hamel, T., Boulemtafes, A., et Bellili, A. (2019). L'impact du surpâturage sur les subéraies de la péninsule de l'Edough (Nord-Est algérien). *Geo-Eco-Trop*, 43(1), 119-128.
- Hamel, T., de Bélair, G., Boutabia, L., et Telailia, S. (2025). Synthèse de nos observations récentes sur la flore vasculaire de la zone clé pour la biodiversité El Kala 1 (nord-est algérien). *Lejeunia, Revue de Botanique*.
- Hamel, T., de Bélair, G., Slimani, A., Telailia, L. B., et Telailia, S. (2020). Nouvelle station de *Pteris vittata* L. (Pteridaceae) en Numidie (Algérie orientale). *Acta Botanica Malacitana*, 45, 127-129.
- Hamel, T., Seridi, R., De Bélair, G., Slimani, A., et Babali, B. (2013). Flore vasculaire rare et endémique de la péninsule de l'Edough (Nord-Est algérien). *Synthèse: Revue des Sciences et de la Technologie*, 26, 65-74.
- Hammana, C., Pereña-Ortiz, J. F., Meddad-Hamza, A., Hamel, T., et Salvo-Tierra, Á. E. (2024). The wetlands of northeastern Algeria (Guelma and Souk Ahras): Stakes for the conservation of regional biodiversity. *Land*, 13(2), 210.
- Harrison, M. J. (2005). Signaling in the arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Annu. Rev. Microbiol.*, 59(1), 19-42.
- Hartemink A. E. et Barrow N. J. (2023). Soil pH-nutrient relationships: The diagram. *Plant and Soil*, 486(1), 209-215.
- Hawkins, H. J., Cargill, R. I., Van Nuland, M. E., Hagen, S. C., Field, K. J., Sheldrake, M., Soudzilovskaia, N.A., et Kiers, E. T. (2023). Mycorrhizal mycelium as a global carbon pool. *Current Biology*, 33(11), R560-R573.
- Hawksworth, D. L. (2001). The magnitude of fungal diversity: The 1.5 million species estimate revisited. *Mycological Research*, 105(12), 1422-1432.

- Haywood, A. M., Dowsett, H. J., et Dolan, A. M. (2016). Integrating geological archives and climate models for the mid-Pliocene warm period. *Nature communications*, 7(1), 10646.
- Heiderscheidt, E., Khan, U. A., Kujala, K., Ronkanen, A. K., et Postila, H. (2020). Design, construction and monitoring of pilot systems to evaluate the effect of freeze-thaw cycles on pollutant retention in wetlands. *Science of the Total Environment*, 703, 134713.
- Herrmann, M. J. (2020). *Fonctionnement, variabilité et influence de la circulation océanique côtière à régionale dans les mers semi-fermées*. Thèse de doctorat, Université de Toulouse (France).
- Heywood, V. H. (1995). The Mediterranean flora in the context of world biodiversity. *Ecologia Mediterranea*, 21(1), 11-18.
- Heywood, V. H. (2014). An overview of in situ conservation of plant species in the Mediterranean. *Flora Mediterranea*, 24, 5-24.
- Hirt, H., Kaust, T., Saoudite, A., Kane, N. A., Isra, C., et Laplaze, L. (2024). Changer de paradigme en recherche agricole pour contrer le changement climatique. In *Sciences de la durabilité: comprendre, co-construire, transformer*, 3, 28-31
- Hofrichter, M. (2019). *Mycota: A comprehensive treatise on fungi as experimental systems for basic and applied research* (2^{ème} éd., Vol. 1). Springer.
- Hosseini-Nasr, F., Etesami, H., et Alikhani, H. A. (2023). Silicon improves plant growth-promoting effect of nodule non-rhizobial bacterium on nitrogen concentration of alfalfa under salinity stress. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 23(1), 496-513.
- Hu, S., Chen, Z., Vosatka, M., et Vymazal, J. (2020). Arbuscular mycorrhizal fungi colonization and physiological functions toward wetland plants under different water regimes. *Science of the Total Environment*, 716, 137040.
- Hu, Y., Gao, L., Ma, C., Wang, H., et Zhou, C. (2023). The comprehensive reduction capacity of five riparian vegetation buffer strips for primary pollutants in surface runoff. *Applied Sciences*, 13(6), 3898.
- IBM Corp. (2021). *IBM SPSS Statistics for Windows* (Version 28.0), Armonk, NY, USA
- Ipsilantis, I., et Sylvia, D. M. (2007). Interactions of assemblages of mycorrhizal fungi with two Florida wetland plants. *Applied Soil Ecology*, 35(2), 261-271.
- Ismayilov A. I., Mamedov A. I., Fujimaki H., Tsunekawa A. et Levy G. J. (2021). Soil salinity type effects on the relationship between the electrical conductivity and salt content for 1:5 soil-to-water extract. *Sustainability*, 13(6), p.3395.

- IUCN. (2025). *IUCN Red List of Threatened Plants* (Version 2025-2). : Gland, Switzerland, <https://www.iucnredlist.org/>
- Ivanov, S., Austin, J., Berg, R. H., et Harrison, M. J. (2019). Extensive membrane systems at the host-arbuscular mycorrhizal fungus interface. *Nature Plants*, 5(2), 194-203.
- Jamaa, H. F. B., Muller, S. D., Daoud-Bouattour, A., Ghrabi-Gammar, Z., Rhazi, L., Soulié-Märsche, I., Ouali, M., et Saad-Limam, S. B. (2010). Structures de végétation et conservation des zones humides temporaires méditerranéennes: La région des Mogods (Tunisie septentrionale). *Comptes Rendus Biologies*, 333(3), 265-279.
- Jeannot, R., Lemièrre, B., Chiron, S., Augustin, F., et Darmendrail, D. (2001). *Guide Méthodologique Pour L'analyse des Sols Pollués* (1^{ère} éd.). BRGM: Orléans, France, 298,85pg.
- Jimeno, D., Chávez, D., Enríquez, M., Fonseca, R. M., Gallardo-Cruz, J. A., Martínez-Camilo, R., et Meave, J. A. (2025). Floristic and structural heterogeneity in a neotropical riparian wetland: Conservation implications. *Wetlands*, 45(1), 17.
- Journal Officiel de la République Algérienne (JORA). (2012). Décret exécutif du 18 janvier, complétant la liste des espèces végétales non cultivées et protégées. *Journal Officiel de la République Algérienne*, 51, 1-44.
- Kadid, Y., Thébaud, G., Pétel, G., et Abdelkrim, H. (2007). Les communautés végétales aquatiques de la classe des Potametea du lac Tonga, El-Kala, Algérie. *Acta Botanica Gallica*, 154(4), 597-618.
- Kafi, F., Hanane, S., Bensouilah, T., Zeraoula, A., Brahmia, H., Houhamdi, M. (2015). Les facteurs déterminant la réussite de la reproduction des tourterelles des bois (*Streptopelia turtur*) dans un milieu agricole nord-africain. *Revue d'écologie Terre Vie*, 70(3), 271-279.
- Kaniewski, D., Marriner, N., Terral, J. F., Morhange, C., Chen, Z., Wang, Y., Otto, T., Luce, F., et Cheddadi, R. (2024). Holocene palaeoecological archives of Eastern Mediterranean plant diversity: Past, present and futures trends. *Anthropocene*, 45, 100430.
- Kareem, A. A., Ogunwande, O. A., Olaitan, O. A., et Oyelowo, O. J. (2023). Influence of arbuscular mycorrhiza on the growth potential of *Tamarindus indica* L. seedlings. *Journal of the Cameroon Academy of Sciences*, 19(2), 141-148.
- Karunaratna, S. C. (2024). Mycorrhizal fungi in sustainable agriculture and land restoration. *Agronomy*, 14(4), 743.
- Khaznadar, M., Vogiatzakis, I. N., et Griffiths, G. H. (2009). Land degradation and vegetation

- distribution in Chott El Beida wetland, Algeria. *Journal of Arid Environments*, 73(3), 369-377.
- Khenouf, H., Chefrou, A., Corcket, E., Alard, D., et Véla, E. (2018). La végétation dunaire du littoral de Jijel (Algérie): proposition d'une nouvelle zone importante pour les plantes. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 73(3), 345-362.
- Kirkland, M., Atkinson, P. W., Aliácar, S., Saavedra, D., De Jong, M. C., Dowling, T. P., et Ashton-Butt, A. (2024). Protected areas, drought, and grazing regimes influence fire occurrence in a fire-prone Mediterranean region. *Fire Ecology*, 20(1), 88.
- Kirschner, J. (2001). Proposals to conserve the names *Juncus arcuatus* and *Luzula multiflora* with conserved types, and *L. nodulosa* against *L. graeca* (Juncaceae). *Taxon*, 50(4), 1189- 1192.
- Kivlin, S. N. (2020). Global mycorrhizal fungal range sizes vary within and among mycorrhizal guilds but are not correlated with dispersal traits. *Journal of Biogeography*, 47(9), 1994-2001.
- Kobierski, P., Piotrowski, R., et Ryś, R. (2022). Materiały do flory południowo-zachodniej części województwa lubuskiego. Część IV. *Lubsko: FloraKob*.
- Laala A., Alatou D. et Adimi A. (2019). Analyse spatiale de la corrélation entre les variables thermiques et l'activité végétative des forêts de l'Est Algérien. *Agriculture and Forestry Journal*, 3(2), 95-103.
- Laala, A., Alatou, D., et Adimi, A. (2021). Predicting potential habitat suitability of *Quercus suber* L. in Algeria under climate change scenarios. *African Journal of Ecology*, 59(4), 976-987.
- Laala, A., et Alatou, D. (2017). Interpolation spatiale des températures mensuelles en Algérie orientale. *La Météorologie*, 98, 45-51.
- La Liste rouge des écosystèmes en France - Les littoraux méditerranéens de France métropolitaine, Vol. 2: côtes rocheuses, rivages de galets et graviers*. Rapport technique., Comité français de l'UICN, OFB & MNHN). Montreuil, France.151 pg.
- Lagarde, C., Meyer, S., Chassany, V., et Renard, B. (2024). *Forêt: biodiversité, dynamique et gestion*. Dunod, 448pg.
- Lagrange, A., Ducouso, M., Jourand, P., Majorel, C., et Amir, H. (2011). New insights into the mycorrhizal status of Cyperaceae from ultramafic soils in New Caledonia. *Canadian Journal of Microbiology*, 57(1), 21-28.

- Le Calvez, T. (2009). *Étude de la diversité fongique dans les sols forestiers à l'aide des techniques moléculaires de séquençage haut débit*. Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier-Toulouse III (France).
- Leblond, A., Monge, G., et Petit, J. R. (2021). Les zones humides : Bilan, menaces et perspectives de conservation en France et en Méditerranée. *Méditerranée*, 136, 83-98.
- Lefebvre, T., et Gallet, C. (2018). Impacts des grands herbivores sur la végétation des prairies et conséquences sur la décomposition de la litière. *INRA Productions Animales*, 30(5), 455- 464.
- Lenoir, I., Fontaine, J., et Sahraoui, A. L. H. (2016). Arbuscular mycorrhizal fungal responses to abiotic stresses: a review. *Phytochemistry*, 123, 4-15.
- Lethielleux-Juge, C. (2025). roles of mycorrhizal symbioses and associated soil microbiomes in ecological restoration. *Frontiers in Microbiology*, 16, 1456041.
- Liu, Y., Kumar, M., Katul, G.G., Feng, X., et Konings, A.G. (2020). Plant hydraulics accentuates the effect of atmospheric moisture stress on transpiration. *Nature Climate Change*, 10(7), 691-695.
- Lloret, F., Zedler, P.H. (2009). The effect of forest fire on vegetation. In *Fire effects on soils and restoration strategies* (pp. 321-322). *Science Publishers*. : Enfield, NH, USA.257-295.
- Lv, J., Huang, Z., Luo, L., Zhang, S., et Wang, Y. (2022). Advances in molecular and microscale characterization of soil organic matter: Current limitations and futurs prospects. *Environmental Science & Technology*, 56(18), 12793-12810.
- Lyu, D., Backer, R., Subramanian, S., et Smith, D. L. (2020). Phytomicrobiome coordination signals hold potential for climate change-resilient agriculture. *Frontiers in Plant Science*, 11, 634.
- Machado, L., Harris, D. J., et Salvi, D. (2021). Biogeographic and demographic history of the Mediterranean snakes *Malpolon monspessulanus* and *Hemorrhois hippocrepis* across the Strait of Gibraltar. *BMC Ecology and Evolution*, 21(1), 210.
- Magkourilou, E., Bell, C. A., Daniell, T. J., et Field, K. J. (2025). The functionality of arbuscular mycorrhizal networks across scales of experimental complexity and ecological relevance. *Functional Ecology*, 39(6), 1384-1399
- Maire, R. (1952-1987). *Flore de l'Afrique du Nord (Maroc, Algérie, Tunisie, Tripolitaine, Cyrénaïque et Sahara)* (18^{ème} éd., pp. 1-307). Paul Lechevalier. Paris.France.

- Malhi, G. S., Kaur, M., Kaushik, P., Alyemeni, M. N., Alsahli, A. A., et Ahmad, P. (2021). Arbuscular mycorrhiza in combating abiotic stresses in vegetables: An eco-friendly approach. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 28(2), 1465-1476.
- Manousidis, T., Kyriazopoulos, A. P., Parissi, Z. M., Abraham, E. M., Korakis, G., et Abas, Z. (2016). Grazing behavior, forage selection, and diet composition of goats in a Mediterranean woody rangeland. *Small Ruminant Research*, 145, 142-153.
- Markham J. (2019). Niche differentiation of tallgrass prairie plants species along soil hydrological gradients. *Botany*, 97(9), 487-494.
- Marre, A. (1992). *Le Tell oriental algérien de Collo à la frontière tunisienne : Étude géomorphologique*. University Publications Office UPO-Alger (Algérie), 177pg.
- Martin, F., Aerts, A., et Ahren, D., Brun, A., Danchin, E. G. J., Duchaussoy, F., Gibon, J., Kohler, A., Lindquist, E., Pereda, V., Salamov, A., Shapiro, H. J., Wuyts, J., Blaudez, D., Buée, M., Brokstein, P., Canbäck, B., Cohen, D., Courty, P. E., Coutinho, P. M., Delaruelle, C., Detter, J. C., Deveau, A., et DiFazio, S. (2008). The genome of *Laccaria bicolor* provides insights into mycorrhizal symbiosis. *Nature*, 452(7183), 88-92.
- Mathevet, R. (2000). La conservation de la nature en Méditerranée: Enjeux et perspectives. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 1(2).
- Médail, F. (2016). Pierre Quézel (1926-2015) et ses recherches sur les forêts méditerranéennes. *Forêt Méditerranéenne*, 37(1), 3-16.
- Médail, F. (2018). Pierre Quézel (1926-2015), une vie et une œuvre scientifique entre Méditerranée et Sahara/ Pierre Quézel (1926-2015), his life and scientific work between the Mediterranean Basin and the Sahara. *Ecologia mediterranea*, 44(2), 5-22
- Médail, F. (2022). L'écosystème méditerranéen: États d'urgence. *Pouvoirs*, (4), 27-41.
- Médail, F. (2022). Plant biogeography and vegetation patterns of the Mediterranean islands. *The Botanical Review*, 88, 63-129.
- Médail, F., et Diadema, K. (2006). Biodiversité végétale méditerranéenne et anthropisation : Approches macro et micro-régionales. *Annales de Géographie*, 651(5), 618-640.
- Médail, F., et Diadema, K. (2009). Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean basin. *Biogeography*, 36, 1333-1345.
- Médail, F., et Myers, N. (2004). Mediterranean basin. In R. A. Mittermeier, P. Robles Gil, M. Hoffmann et al. (Eds.), *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. *Cemex* (pp. 144-147).

- Médail, F., et Quézel, P. (1997). Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 84(1), 112–127.
- Médail, F., et Quézel, P. (1999). Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: Setting global conservation priorities. *Conservation Biology*, 13(6), 1510-1513.
- Médail, F., et Quézel, P. (1999-2005). *Hotspots de biodiversité végétale en Méditerranée : Écologie, conservation et dynamique*. Publications IRD et CNRS.
- Médail, F., Michaud, H., Molina, J., Paradis, G., et Loisel, R. (1998). Conservation de la flore et de la végétation des mares temporaires dulçaquicoles et oligotrophes de France méditerranéenne. *Ecologia Mediterranea*, 24, 119-134.
- Meddour-Sahar, O., et Bouisset, C. (2013). Les grands incendies de forêt en Algérie : Problèmes humains et politiques publiques dans la gestion des risques. *Méditerranée*, 121, 33-40.
- Megharbi, A., Abdoun, F., et Belgherbi, B. (2016). Diversité floristique en relation avec les gradients abiotiques dans la zone humide de la Macta (Ouest d'Algérie). *Revue d'Écologie (Terre & Vie)*, 71(2), 142-155.
- Menaa, M., Rebbah, A. C., Telailia, S., Seddik, S., Chefrou, A., et Maazi, M. C. (2019). La richesse et la distribution des amphibiens dans la région de Souk Ahras (Nord-Est de l'Algérie). *Bulletin de la Société zoologique de France*, 144 (4), 179-201.
- Mesleard, F. (2023). *Éco-pâturage et restauration de la végétation dans les zones humides méditerranéennes*. Tour du Valat, 169pg.
- Micheau, F., Porteret, J., et Saillard, J. (2023). Protéger et gérer les zones humides pour s'adapter et atténuer les effets du changement climatique sur le grand cycle de l'eau, une action des Conservatoires d'espaces naturels. *Annales des Mines-Responsabilité et Environnement*, 4, 99-103.
- Middleton, H. (2023). Implication des microARNs dans la communication plante-microbiote rhizosphérique. Thèse de doctorat, Institut National de la Recherche Scientifique, (Canada).
- Miller, S. P. (2000). Arbuscular mycorrhizal colonization of semi-aquatic grasses along a wide hydrologic gradient. *The New Phytologist*, 145(1), 145-155.
- Minev-Benzecry, S., et Daru, B. H. (2024). Climate change alters the future of natural floristic regions of deep evolutionary origins. *Nature Communications*, 15(1), 9474.
- Mitsch, W. J., Bernal, B., Nahlik, A. M., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, C. J., Jørgensen, S.E., et Brix, H. (2013). Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28, 583-597.

- Montaigne, W., Debon, H., Domenach, A. M., et Roggy, J. C. (2018). Gestion durable de la fertilité des sols par l'utilisation de matières organiques: Retours d'expérience en Guyane française. *Innovations Agronomiques*, 64, 71-82.
- Montesinos-Navarro, A., Segarra-Moragues, J. G., Valiente-Banuet, A., et Verdú, M. (2012). Plant facilitation occurs between species differing in their associated arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist*, 196(3), 835-844.
- Montesinos-Navarro, A., Valiente-Banuet, A., et Verdú, M. (2019). Plant facilitation through mycorrhizal symbiosis is stronger between distantly related plant species. *New Phytologist*, 224(2), 928-935.
- Moreno-Mateos, D., Power, M. E., Comín, F. A., et Yockteng, R. (2012). Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biology*, 10(1), e1001247.
- Mosier, S., Apfelbaum, S., Byck, P., Calderon, F., Teague, R., Thompson, R., et Cotrufo, M. F. (2021). Adaptive multi-paddock grazing enhances soil carbon and nitrogen stocks and stabilization through mineral association in southeastern U.S. grazing lands. *Journal of Environmental Management*, 288, 112409.
- Mostari, A., Benabdeli, K., et Vela, E. (2020). Le littoral de Mostaganem (Algérie), une "zone importante pour les plantes"(ZIP) autant négligée que menacée. *Fl. Medit*, 30, 207-233.
- Myers, N. (2003). Biodiversity hotspots revisited. *BioScience*, 53(10), 916-917.
- Myers, N. (2003). Biodiversity hotspots revisited: The Mediterranean Basin. *Nature*, 421(6920), 913-914.
- Myers, N. (2004). Rethinking the global biodiversity hotspots. *Environmentalist*, 24(3), 187-195.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., et Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Mysterud, A. (2006). The concept of overgrazing and its role in management of large herbivore. *Wildlife Biology*, 12(2), 129-141.
- Neffar, S., Chenchouni, H., et Si Bachir, A. (2016). Floristic composition and analysis of spontaneous vegetation of Sabkha Djendli in North-east Algeria. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 150(3), 396-403.
- Nie, W., He, Q., Guo, H., Zhang, W., Ma, L., Li, J., et Wen, D. (2024). Arbuscular mycorrhizal fungi: boosting crop resilience to environmental stresses. *Microorganisms*, 12(12), 2448.

- Nieto Feliner, G., Cellinese, N., Cowl, A. A., et Frajman, B. (2023). Understanding plant diversity and evolution in the Mediterranean Basin. *Frontiers in Plant Science*, 14, 1152340.
- Oertli, B., et Frossard, P. A. (2013). *Mares et étangs: écologie, gestion, aménagement et valorisation* (1^{ère} éd.). Presses polytechniques universitaires romandes. Romandy (Italy), 480pg.
- Optika S.r.l. (année). Modèle du microscope OPTIKA [Manuel d'utilisation]. <https://www.optikamicroscopes.com>
- Ouelmouhoub, S., et Benrima, A. (2021). Esquisse botanique dans une suberaie relique de l'Atlas Blidéen (Région de Chréa, Algérie). *Revue Agrobiologia*, 11(1), 2430-2443.
- Øyvind Hammer, D. A. T., et Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9.
- Pandey, S., Goswami, P., Chandra, S. (2025). Insights and applications of Arbuscular mycorrhizal fungi. *Trends in Current Biology*, 3(1), 6-10.
- Parihar, M., Rakshit, A., Adholeya, A., et Chen, Y. (Eds.). (2024). *Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Sustainable Agriculture: Nutrient and Crop Management*. Springer Nature, 451pg.
- Pereña-Ortiz, J.F.; Salvo-Tierra, Á.E.; Sánchez-Mata, D. (2023). Application of Phytosociological Information in the Evaluation of the Management of Protected Areas. *Plants*, 12, 406.
- Perillo, G. M. E., Wolanski, E., Cahoon, D. R., et Brinson, M. M. (2018). *Coastal wetlands: An integrated ecosystem approach* (2^{ème} éd.). Elsevier.
- Philippot, L., Raaijmakers, J. M., Lemanceau, P., et Van Der Putten, W. H. (2013). Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. *Nature Reviews Microbiology*, 11(11), 789-799.
- Phillips, J. M., et Hayman, D. S. (1970). Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular–arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transactions of the British Mycological Society*, 55(1), 158-161.
- Pignatti, S. (1982). *Flora d'Italia* (3^{ème} éd., pp. 1-1329). Edagricole. Bologne Italie.
- Plumanns-Pouton, E., Santos, J. L., Aponte, C., Brotons, L., Kelly, L. T., Mason Jr, S. C., ... et Keith, D. A. (2025). The Mechanisms Through Which Fire Drives Population Change in Terrestrial Biota. *Global Change Biology*, 31(9), e70479.

- Poff, N. L., Allan, J. D., Palmer, M. A., Hart, D. D., Richter, B. D., Arthington, A. H., Rogers, K.H., Meyer, J.L., et Stanford, J.A. (2003). River flows and water wars: Emerging science for environmental decision making. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(6), 298-306.
- Quézel, P. (1979). La région méditerranéenne française et ses essences forestières, signification écologique dans le contexte circum-méditerranéen. *Forêt Méditerranéenne*, 1(1), 7-18.
- Quézel P. et Santa S. (1962). *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*.(Vol. 1). C.N.R.S.636pg.
- Quézel, P. (1985). Définition de la région méditerranéenne : Historique, limites et particularités. *Ecologia Mediterranea*, 11(1), 9-15.
- Quézel, P. (1995). La végétation du bassin méditerranéen : Diversité et évolution. *Ecologia Mediterranea*, 21(1/2), 85-97.
- Quézel, P. (1998). La flore et la végétation du bassin méditerranéen : Diversité, écologie, biogéographie et conservation. *Ecologia Mediterranea*, 24(1), 1-14.
- Quézel, P., et Médail, F. (2002). Les zones arides méditerranéennes : écologie, biodiversité et conservation. *Ecologia Mediterranea*, 28, 5-15.
- Quézel, P., et Santa, S. (1962). *Flore de l'Afrique du Nord* (Vol. 1). Éditions du CNRS.
- Quézel, P., et Santa, S. (1962-1963). *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales* (2^{ème} éd.). Éditions du CNRS., Paris, France. 1170 p.
- Core Team. (2013). R: A language and environment for statistical computing (Version 3.0.2) [Software]. R Foundation for Statistical Computing.
- Ramírez-Viga, T. K., Aguilar, R., Castillo-Argüero, S., Chiappa-Carrara, X., Guadarrama, P., et Ramos-Zapata, J. (2018). Wetland plant species improve performance when inoculated with arbuscular mycorrhizal fungi: a meta-analysis of experimental pot studies. *Mycorrhiza*, 28(5), 477-493.
- Ramsar. (2015). *État des zones humides du monde et des services qu'elles fournissent à l'humanité : Compilation d'analyses récentes*. www.ramsar.org
- Raunkiaer, C. (1934). *The life forms of plants and statistical plant geography*. Oxford University Press. London, UK, +632pg.
- Ray, A. M., et Inouye, R. S. (2006). Effects of water-level fluctuations on the arbuscular mycorrhizal colonization of *Typha latifolia* L. *Aquatic Botany*, 84(3), 210-216.
- Raymond, F., et Ullmann, A. (2021). Impact spatial du changement climatique sur les

- sécheresses hivernales en Méditerranée et ses conséquences sur l'agriculture. In *Les impacts spatiaux du changement climatique* (p. 211).
- Read, D. J., et Perez-Moreno, J. (2003). Mycorrhizas and nutrient cycling in ecosystems-a journey towards relevance? *New Phytologist*, 157(3), 475-492.
- Ren, S., Terrer, C., Li, J., et al. (2024). Historical impacts of grazing on carbon stocks and climate mitigation opportunities. *Nature Climate Change*, 14(4), 380-386.
- Rhazi, L., Grillas, P., Rhazi, M., et Aznar, J. C. (2009). Ten-year dynamics of vegetation in a Mediterranean temporary pool in western Morocco. *Hydrobiologia*, 634(1), 185-194.
- Rhazi, L., Grillas, P., Rhazi, M., et Charfi, F. (2001-2006). Biodiversité et menaces sur les zones humides temporaires méditerranéennes : État des lieux et stratégies de conservation. *Ecologia Mediterranea*, 32(2), 59-74.
- Rhazi, L., Grillas, P., Toure, A. M., et Ham, L. T. (2001). Impact of land use in catchment and human activities on water, sediment and vegetation of Mediterranean temporary pools. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series III-Sciences de la Vie*, 324(2), 165-177.
- Rhazi, L., Rhazi, M., Grillas, P., et Khyari, D. E. (2006). Richness and structure of plant communities in temporary pools from western Morocco: Influence of human activities. *Hydrobiologia*, 570(1), 197-203.
- Rickerl, D. H., Sancho, F. O., et Ananth, S. (1994). Vesicular-arbuscular endomycorrhizal colonization of wetland plants. *Journal of Environmental Quality*, 23(5), 913-916.
- Ricklefs, R. E., et Relyea, R. (2019). *Écologie : L'économie de la nature* (8^{ème} éd.). De Boeck Supérieur, 640pg.
- Rifai, N., Khattabi, A., Moukrim, S., Arahou, M., et Rhazi, L. (2018). Évaluation de la dynamique de l'occupation du sol dans la zone humide RAMSAR de Tahaddart (Nord-Ouest du Maroc). *Rev. D'Écologie Terre Vie*. 2018, 73, 142-152.
- Robin, A. (2024). *Écologie de la mycorhize arbusculaire et réduction de la consommation d'eau dans les cultures de palmier dattier en milieu hyperaride*. Thèse de doctorat, Université de Montpellier (France), 230pg.
- Robinson D. A., Thomas A., Reinsch S., Lebron I., Feeney C. J., Maskell L. C., Wood, C.M., Seaton, F.M., Emmett, B.A., et Cosby B. J. (2022). Analytical modelling of soil porosity and bulk density across the soil organic matter and land-use continuum. *Scientific Reports*, 12(1),7085.

- Saci, A., Boussaada, Z., Hamel, T., et de Bélair, G. (2021). Première observation d'une endémique tyrrhénienne (*Leucojum aestivum* subsp. *pulchellum*, Amaryllidaceae) sur le continent africain (Algérie). *Flora Mediterranea*, 31, 123-128.
- Saintonge, F. X., Nageleisen, L. M., Boutte, B., Goudet, M., Husson, C., Piou, D., et Riou-Nivert, P. (2023). *La santé des forêts: Diagnostic, prévention et gestion*. (2^{ème} éd.). CNPF-IDF, 640pg.
- Sakhraoui N., Boussouak R., Metallaoui S., Chefrour A. et Hadeef A. (2020). La flore endémique du Nord-Est algérien face à la menace des espèces envahissantes. *Acta Botanica Malacitana*, 45, 67-79.
- Salhi, H. (2023). *Symbioses mycorhiziennes dans les écosystèmes méditerranéens : diversité et rôle écologique*. Thèse de doctorat, Université de Mouloud Mammeri-Tizi-Ouzou (Algérie).
- Samanta, I., Ghosh, K., Saikia, R., Savita, Maity, P. J., et Chowdhary, G. (2025). Arbuscular mycorrhizal fungi—a natural tool to impart abiotic stress tolerance in plants. *Plant Signaling & Behavior*, 20(1), 2525843.
- Sánchez-Higuero, L. E., Ramos-Leal, J. A., Morán-Ramírez, J., Moreno-Casasola, P., Lithgow, D., de León, S. G., et Peralta-Pelaez, L. A. (2025). Wetland vegetation zoning as a response to groundwater complex systems. *Science of The Total Environment*, 958, 177893.
- Santamaría, N., Rubio-Casas, L. et Zamora, J.C. (2022). *Clitocybula ellipsospora*, a new species found in the Iberian Peninsula. *Fungi Iberici*, 2, 75-88.
- Sauve, A., Ichter, J., Argagnon, O., Bellan-Santini, D., Bioret, F., Cavallin, P., Cottaz, C., Delaugerre, M.-J., Delbosc, P., Dumoulin, J., Guyot, I., Hugot, L., Laffont-Schwob, I., Noble, V., Petit, Y., Carré, A., Rossi, M., Gigot, G., Gaudillat, V., et Azam, C. (2022).
- Schnabel, E., Müller, L., Pislariu, C. I., Ivanov, S., Samara, H., Harrison, M. J., et Frugoli, J. (2025). Mutation of *M. truncatula* SOBIR1 affects rhizobial specificity and arbuscular mycorrhizal colonization. *bioRxiv*, 2025-09.
- Seerangan, M., et Thangavelu, M. (2014). Arbuscular mycorrhizal and dark septate endophyte fungal associations in South Indian aquatic and wetland macrophytes. *Journal of Botany*, 2014(1),173125.
- Seifollahi-Aghmiuni, S., Nockrach, M., et Kalantari, Z. (2019). The potential of wetlands in achieving the sustainable development goals of the 2030 Agenda. *Water*, 11(3), 609.
- Selosse, M. A., et Paillard, B. (2022). Dans le sol, les vivants prennent la main. *Communications*, 110(1), 41-55.

- Seltzer, P., et Auberty, E. (1946). *Le climat de l'Algérie* (1^{ère} éd.). Institut de météorologie et de physique mondiale de l'Algérie. Alger (Algérie).
- Shrestha, A. K., et Basnet, N. (2018). The correlation and regression analysis of physicochemical parameters of river water for the evaluation of percentage contribution to electrical conductivity. *Journal of Chemistry*, (1), 8369613.
- Shukla, S., Didwania, N., et Choudhary, R. (2025). Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF): a pathway to sustainable soil health, carbon sequestration, and greenhouse gas mitigation. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 24(4), 22.
- Sidhoum, W., Aibeche, C., et Fortas, Z. (2025). Mycorrhizal symbiosis and mineral nutrition of halophytic and halotolerant plants in saline and heavy metal contaminated wetlands. *Nova Geodesia*, 5(2), 304-304.
- Simard, S. W., Perry, D. A., et Jones, M. D. (2012). *Mycorrhizal networks and their roles in forest ecology*. In R. W. F. et M. J. P. (Eds.), *Mycorrhizal symbioses: Ecological and evolutionary perspectives*. Springer, 123-143.
- Sissaoui, A., Baba, R., et Chabi, D. (2017). Climate change and wetlands in Algeria: Vulnerability and conservation issues (the case of Beni-Bélaïd wetland-Jijel). *Journal of New Sciences, Conference Series in Environmental and Agricultural Sciences*, 11, 2678-2683.
- Smith, F. A., et Smith, S. E. (2011). What is the significance of the arbuscular mycorrhizal colonisation of many economically important crop plants?. *Plant and Soil*, 348, 63-79.
- Smith, S. E., et Read, D. J. (2010). *Mycorrhizal symbiosis* (3^{ème} éd.). Academic Press, Elsevier, 800pg.
- Smith, S. E., Jakobsen, I., Grønlund, M., et Smith, F. A. (2011). Roles of arbuscular mycorrhizas in plant phosphorus nutrition: interactions between pathways of phosphorus uptake in arbuscular mycorrhizal roots have important implication for understanding and manipulating plant phosphorus acquisition. *Plant physiology*, 156(3), 1050-1057.
- Solaiman, Z.M., Abbott, L.K., et Varma, A. (2014). *Mycorrhizal Fungi: Use in Sustainable Agriculture and Land Restoration*. Berlin, Heidelberg : Springer, 407p.
- Sou, M. (2022). Les services écosystémiques rendus par les zones humides en Méditerranée. *Revue Algérienne des Sciences de la Nature et de la Vie*, 9(2), 140-153.
- Souvignet M. (2021). *L'eau sensible : Dynamisation et information de l'eau : Quelles applications en agriculture*. BoD-Books on Demand, 280pg.

- Sugny, D., et Sanglier, J. J. (2022). De l'importance vitale des mycorhizes dans la lutte contre le réchauffement climatique. *Société d'Histoire Naturelle du Pays de Montbéliard*, 61,57-68.
- Sun, D., Shang, X., Cao, H., Lee, S. J., Wang, L., Gan, Y., et Feng, S. (2024). Physio-Biochemical Mechanisms of Arbuscular Mycorrhizal Fungi Enhancing Plant Resistance to Abiotic Stress. *Agriculture*, 14(12), 2361.
- Sun, W., et Shahrajabian, M. H. (2023). The application of arbuscular mycorrhizal fungi as microbial biostimulant, sustainable approaches in modern agriculture. *Plants*, 12(17), 3101.
- Tacon, F.L., Maurice, J.P. (2019). *L'odyssée des champignons*. Édition Quæ, 20 rue des Grands-Augustins, Paris 6^e, 20pg.
- Tahiri, A., Destain, J., Druart, P., et Thonart, P. (2014). Propriétés physico-chimiques et biologiques des substances humiques en relation avec le développement végétal. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 18(3), 436-445.
- Teghidet H. (2012). *Étude de la cristallisation contrôlée de la calcite par voie électrochimique: Effet des ions étrangers au système calcocarbonique sur la nucléation-croissance de la calcite*. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie-Paris VI (France), 224pg.
- Ter Braak, C.J.F. (1995). *Ordination: Data analysis in community and landscape ecology*. in: *Jongman RHG, Ter Braak C.J.F, Van Tongeren O.F.R.* (Eds). *Ordination: Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. 932.
- Terrin, E., Dixon, L. Diadema, K. (2020). *Plan régional d'actions en faveur de la romulée d'Arnaud (Romulea arnaudii Moret) 2021-2030*. 121pg.
- Tiwari, R. K., Lal, M. K., Naga, K. C., Kumar, R., Chourasia, K. N., Kumar, D., et Sharma, S. (2020). Emerging roles of melatonin in mitigating abiotic and biotic stresses of horticultural crops. *Scientia Horticulturae*, 272, 109592.
- Touati, L. (2022). *Potentiel de la flore rare et endémique dans le Nord-Est algérien : cas de la wilaya de Souk Ahras. Utilisation de champignons mycorrhiziens sur Opuntia maxima Mill*. Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar-Annaba (Algérie).
- Touati, L., Hamel, T., Meddad-Hamza, A., et de Bélair, G. (2021). Analysis of rare and endemic flora in northeastern Algeria: The case of the wilaya of Souk Ahras. *Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège*, 90, 213-240.
- Tourret, P. (2022). Les passages maritimes méditerranéens: continuité stratégique, utilité globale et enjeux nationaux. *Confluences Méditerranée*, 120(1), 41-53.

- Trinh, B. N. (2020). *Water, heat and salt cycles over the South China sea, from seasonal to interannual variability: a closed budget and high-resolution ocean modelling approach*. Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier-Toulouse III (France).
- Trouvelot, A., Kough, J.L. et Gianinazzi-Pearson, V. (1986). Measure du taux de mycorrhization d'un système racinaire. Recherche de méthodes d'estimation ayant une signification fonctionnelle. In *Physiological and genetical aspects of mycorrhizae: proceedings of the 1st european symposium on mycorrhizae*, Dijon, 1-5 July 1985, 217-221.
- Tuo, H., Ghanizadeh, H., Ji, X., Yang, M., Wang, Z., Huang, J., ... et Li, W. (2024). Moderate grazing enhances ecosystem multifunctionality through leaf traits and taxonomic diversity in long-term fenced grasslands. *Science of The Total Environment*, 957, 177781.
- Ullah, N., Ditta, A., Imtiaz, M., Li, X., Jan, A. U., Mehmood, S., Rizwan, M.S., et Rizwan, M. (2021). Appraisal for organic amendments and plant growth-promoting rhizobacteria to enhance crop productivity under drought stress: A review. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 207(5), 783-802.
- Valderrábano, M., Gil, T., Heywood, V., et de Montmollin, B. (2018). *Conserving wild plants in the south and east Mediterranean region*. Gland, Switzerland & Málaga, Spain: IUCN. xiii + 146 p.
- van der Heijden, M. G. A., Martin, F. M., Selosse, M.-A., et Sanders, I. R. (2015). Mycorrhizal ecology and evolution: the past, the present, and the future. *New Phytologist*, 205(4), 1406-1423.
- van der Heijden, M.G.A., Boller, T., Wiemken, A., et Sanders, I.R. (1998). Different arbuscular mycorrhizal fungal species are potential determinants of plant community structure. *Ecology*, 79(6), 2082-2091.
- van Leeuwen, B. O., Tuinder, Q., Fartmann, T., Scherer, G., Klamm, A., Schellenberg, M., Vergeer, P., et Jansen, P. A. (2025). Effects of wild boar (*Sus scrofa*) rooting on abandoned calcareous grassland in Hainich National Park, Germany. *Global Ecology and Conservation*, 59, e03535.
- van Rees, C. B., Waylen, K. A., Schmidt-Kloiber, A., Thackeray, S. J., Kalinkat, G., Martens, K., ... et Jähnig, S. C. (2021). Safeguarding freshwater life beyond 2020: Recommendations for the new global biodiversity framework from the European experience. *Conservation Letters*, 14(1), e12771.

- Vandenkoornhuyse, P., Baldauf, S. L., Leyval, C., Straczek, J., et Young, J. P. W. (2002). Extensive fungal diversity in plant roots. *Science*, 295(5562), 2051-2051.
- Vane-Wright, R. I., Humphries, C. J., et Williams, P. H. (1991). What to protect ?-Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation*, 55(3), 235-254.
- Vasilatos, C., Anastasatou, M., Alexopoulos, J., Vassilakis, E., Dilalos, S., Antonopoulou, S., Petrakis, S., Delipetrou, P., Georghiou, K., et Stamatakis, M. (2019). Assessment of the geo-environmental status of European Union priority habitat type “Mediterranean temporary ponds” in Mt. Oiti, Greece. *Water*, 11(8), 1627.
- Véla, E. (2017). *Atlas floristique de l'Algérie : diversité, endémisme et conservation*. Éditions du CJB, Alger.
- Véla, E. (2017). La flore vasculaire endémique d'Afrique du Nord : Un regard global sur l'écologie et la conservation. *Ecologia Mediterranea*, 43(2), 5-32.
- Véla, E., et Benhouhou, S. (2007). Évaluation d'un nouveau point chaud de biodiversité végétale dans le Bassin méditerranéen (Afrique du Nord). *Comptes Rendus Biologies*, 330(8), 589-605.
- Vennetier, M. (2020). Forêts et changement climatique. Le constat en région méditerranéenne. *Sciences Eaux et Territoires*, 33(3), 18-25.
- Versini P.-A., Joannis C. et Chebbo G. (2015). *Guide technique sur le mesurage de la turbidité dans les réseaux d'assainissement* (1^{ère} éd). ONEMA. Vincennes.
- Villeneuve V., Légraré S., Painchaud J. et Vincent W. (2006). Dynamique et modélisation de l'oxygène dissous en rivière. *Revue des sciences de l'eau*, 19(4), 259-274.
- Wahab, A., Muhammad, M., Munir, A., Abdi, G., Zaman, W., Ayaz, A., Khizar, C ., et Reddy, S. P. P. (2023). Role of arbuscular mycorrhizal fungi in regulating growth, enhancing productivity, and potentially influencing ecosystems under abiotic and biotic stresses. *Plants*, 12(17), 3102.
- Wahbi, S. (2016). *Influence des cultures associées fève/blé sur le potentiel mycorhizien des sols et la structure de la microflore mycorhizosphérique: conséquences sur la productivité des agrosystèmes au Maroc*. Thèse de doctorat,, Université Montpellier et Université Cadi Ayyad-Marrakech, (Maroc). 249 pg.
- Walter, K. S., et Gillett, H. J. (1998). *1997 IUCN Red List of Threatened Plants*. The IUCN Species Survival Commission. : Gland, Switzerland; Cambridge, UK,862pg.
- Wang, B. Q. I. U., et Qiu, Y. L. (2006). Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. *Mycorrhiza*, 16(5), 299-363.

- Wang, Q., Liu, M., Wang, Z., Li, J., Liu, K., et Huang, D. (2024). The role of arbuscular mycorrhizal symbiosis in plant abiotic stress. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1323881.
- Wang, X. Q., Wang, Y. H., Song, Y. B., et Dong, M. (2022). Formation and functions of arbuscular mycorrhizae in coastal wetland ecosystems: A review. *Ecosystem Health and Sustainability*, 8(1), 2144465.
- Welander, J. (2000). Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *Journal of Zoology*, 252(2), 263-271.
- Williams, D. D. (2012). The ecology of temporary waters. Springer Science & Business Media. 206pg.
- Williams, W. D. (1990). *Wetlands: A threatened landscape*. In M. G. Barlett (Ed.), Ecological threats to inland waters (pp. 33-45). Springer.
- Xu, H., Shi, Y., Chen, C., Pang, Z., Zhang, G., Zhang, W., et Kan, H. (2024). Arbuscular mycorrhizal fungi selectively promoted the growth of three ecological restoration plants. *Plants*, 13(12), 1678.
- Yahi, N., et Benhouhou, S. (2011). Country reports and case studies (Algeria) in: Important Plant Areas of the south and east Mediterranean region. Priority sites for conservation, *Editors: EA Radford, G. Catullo and B. de Mont mollin, UICN, Switzerland and Spain*, 107p.
- Yahi, N., Véla, E., Benhouhou, S., De Belair, G., et Gharzouli, R. (2012). Identifying Important Plants Areas (Key Biodiversity Areas for Plants) in northern Algeria. *Journal of Threatened Taxa*, 4, 2753-2765.
- Yasser J. M. (2021). *Contribution à l'étude de la qualité et de la vulnérabilité à la pollution des eaux des nappes phréatiques de la plaine du Tadla, Maroc*. Thèse de doctorat, Université de SULTAN MOULAY SLIMANE-Béni Mellal (Maroc), 169pg.
- Ye, K., Li, J., Liang, Z., Zhao, X., Luo, H., Chen, Z., Du, P., Wu, K., Qiao, R., et Hu, J. (2025). Overgrazing impacts plant species diversity in alpine wetlands indirectly by altering its environmental dependency. *Global Ecology and Conservation*, 59, e03532.
- Yu, L., Zhang, Y., Liu, C., Xue, Y., Shimizu, H., Wang, C., et Zou, C. (2019). Ecological responses of three emergent aquatic plants to eutrophic water in Shanghai, PR China. *Ecological Engineering*, 136, 134-140.
- Zedam, A., Khoudour, D., et Mimeche, F. A. (2022). RAMSAR wetland's endemic flora: Inventory and conservation of Chott El Hodna's plants (Northeastern Algeria). *Pakistan Journal of Botany*, 54(3), 1025-1032.

- Zhang, H., Cheng, H., Twagirayezu, G., Zhang, F., Shi, Y., Luo, C., Yan, F., Wang, Z., et Xing, D. (2023). Arbuscular mycorrhizal fungi adjusts root architecture to promote leaf nitrogen accumulation and reduce leaf carbon–nitrogen ratio of mulberry seedlings. *Forests*, 14(12), 2448.
- Zhang, Q., Lu, Y., Zhang, C., Yao, B., & Su, J. (2023). Effect of moderate livestock grazing on soil and vegetation characteristics in zokor mounds of different ages. *Scientific Reports*, 13(1), 12459.
- Zhang, Q., Sun, Q., Koide, R. T., Peng, Z., Zhou, J., Gu, X., ... et Yu, M. (2014). Arbuscular mycorrhizal fungal mediation of plant-plant interactions in a marshland plant community. *The Scientific World Journal*, 2014(1), 923610.
- Zhou, J., Wu, J., et Gong, Y. (2020). Valuing wetland ecosystem services based on benefit transfer: A meta-analysis of China wetland studies. *Journal of Cleaner Production*, 276, 122988.
- Ziane, H., Hamza, N., et Meddad-Hamza, A. (2021). Arbuscular mycorrhizal fungi and fertilization rates optimize tomato (*Solanum lycopersicum* L.) growth and yield in a Mediterranean agroecosystem. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 20(7), 454-458.
- Zouaidia, H., de Bélair, G., Benslama, M., Souile-Maesch, I., et Muller, S. D. (2015). Intérêt des Characeae comme bio indicateur de la qualité des eaux: le cas des zones humides de Numidie (Nord-Est algérien). *Revue d'Écologie (Terre & Vie)*, 70(2), 121-133.
- Zouaidia, H., de Bélair, G., et Samraoui, B. (2021). Biodiversité et écologie des mares temporaires de la Numidie orientale; Nord-est Algérien: Cas du complexe des mares Gauthier. *Agrobiologia*, 11, 2457-2469.

Site Web

Site Web 1 : <https://www.woeurope.eu/>

Site Web 2 : <https://www.iucnredlist.org/>

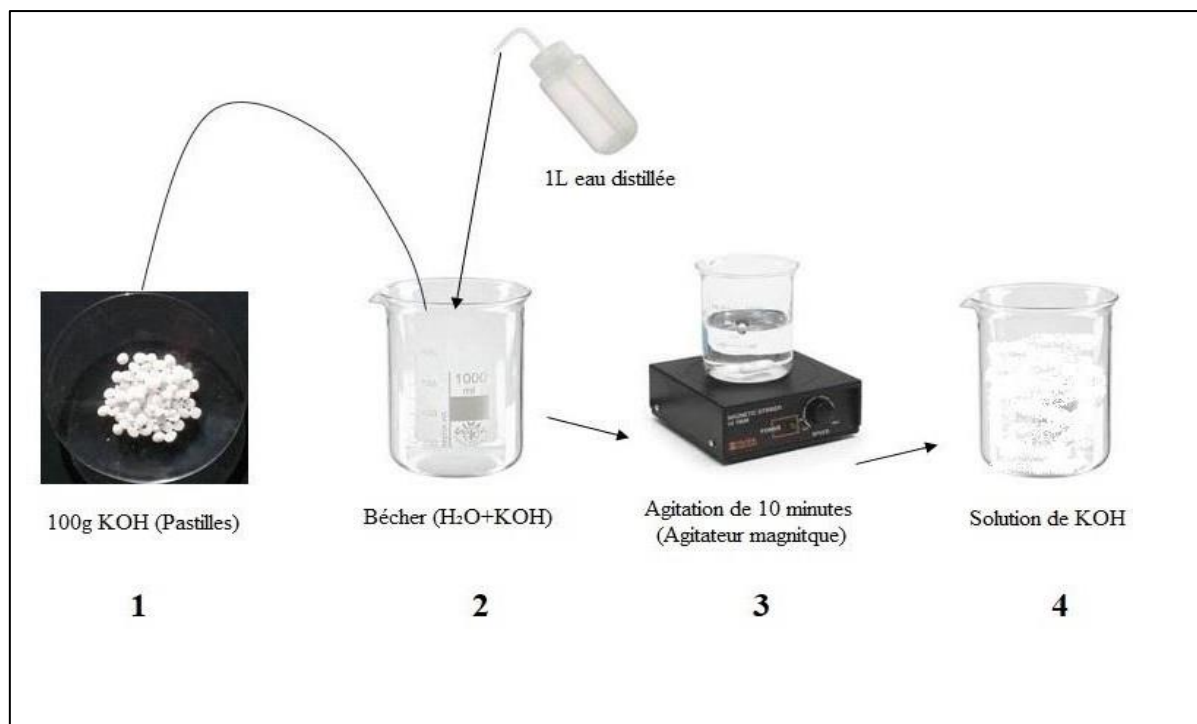
Site Web 3 : <https://www.sciencepresse.qc.ca/blogue/2021/11/17/microbiote-rescousse-bleuetier-sauvage>

Annexes

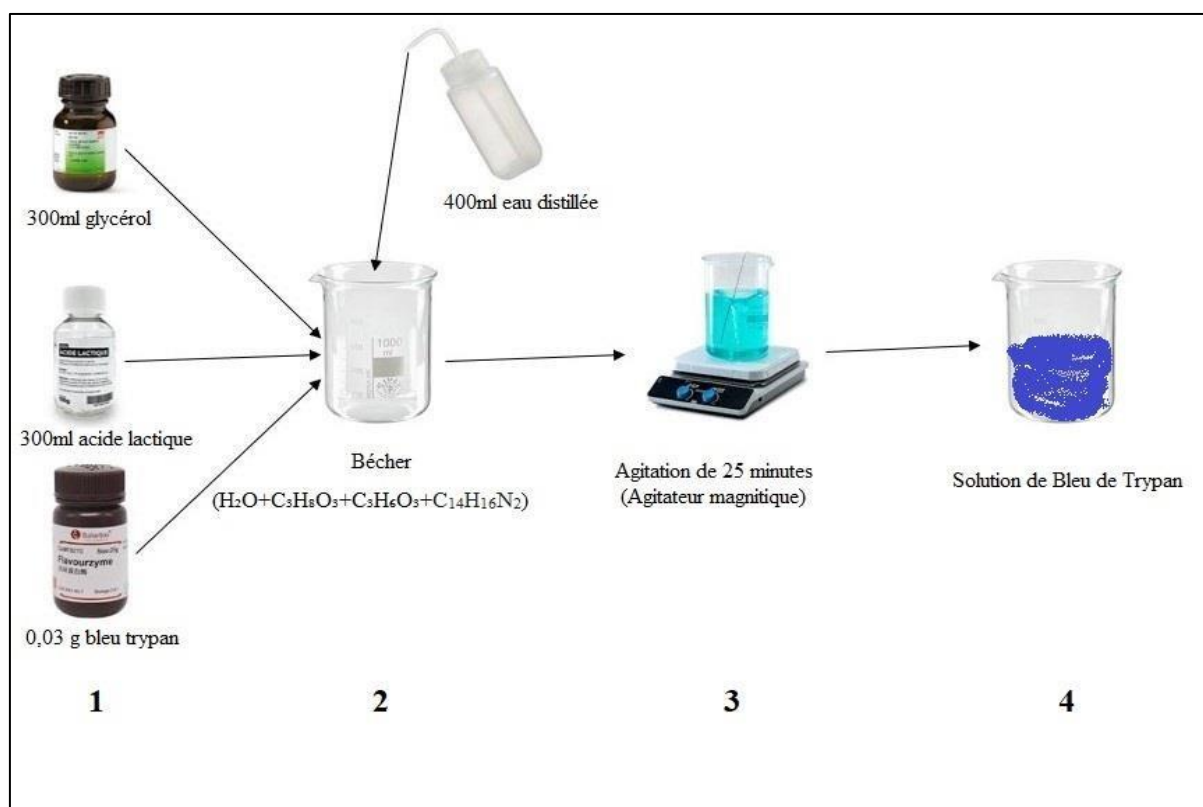
Annexe 01 : Photos de l'échantillonnage systématique des zones humides inventoriées impliquait des quadrants (2019-2023) (Cliché HAMMANA C. 05/03/2022)



Annexe 02 : Protocole schématisé de la préparation des solutions de clarification et de coloration (HAMMANA C. 08/05/2025).



Protocole de la préparation de solution de clarification KOH à 10% (HAMMANA C. 08/05/2025).



Protocole de la préparation de solution de coloration Bleu Trypan à 0,03% (HAMMANA C. 08/05/2025).

Annexe 04 : Le codage des taxons mycorhizés de la mare MTG

Code	Taxon
X1	<i>Andryala integrifolia</i> L.
X2	<i>Briza minor</i> L.
X3	<i>Bunium crassifolium</i> (Batt.) Batt.
X4	<i>Carex remota</i> L.
X5	<i>Crepis vesicaria</i> L.
X6	<i>Cyperus rotundus</i> L. subsp. <i>rotundus</i>
X7	<i>Daucus carota</i> L. subsp. <i>maximus</i> (Desf.) Ball
X8	<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.
X9	<i>Erigeron bonariensis</i> L.
X10	<i>Eryngium pusillum</i> L.
X11	<i>Galium aparine</i> L.
X12	<i>Geranium atlanticum</i> Boiss.
X13	<i>Geranium robertianum</i> L.
X14	<i>Helminthotheca echioides</i> (L.) Holub
X15	<i>Helosciadium crassipes</i> W.D.J. Koch
X16	<i>Hypericum montanum</i> L.
X17	<i>Juncus effusus</i> L.
X18	<i>Juncus heterophyllus</i> Dufour
X19	<i>Linaria reflexa</i> (L.) Chaz.
X20	<i>Medicago murex</i> Willd.
X21	<i>Myrtus communis</i> L.
X22	<i>Panicum repens</i> L.
X23	<i>Pimpinella lutea</i> Desf.
X24	<i>Plantago lagopus</i> L.
X25	<i>Plantago lanceolata</i> L.
X26	<i>Prunella vulgaris</i> L.
X27	<i>Ranunculus macrophyllus</i> Desf.
X28	<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix
X29	<i>Romulea ligustica</i> Parl.
X30	<i>Rumex conglomeratus</i> Murray

Code	Taxon
X31	<i>Scorpiurus muricatus</i> L. subsp. <i>muricatus</i>
X32	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L. subsp. <i>anagallis-aquatica</i>
X33	<i>Vicia altissima</i> Desf.

Annexe 05 : Le codage des taxons mycorhizés de la mare BTH

Code	Taxon
X1	<i>Bellis sylvestris</i> Cirillo
X2	<i>Geranium robertianum</i> L.
X3	<i>Helminthotheca echioides</i> (L.) Holub
X4	<i>Helosciadium crassipes</i> W.D.J. Koch
X5	<i>Lotus corniculatus</i> subsp. <i>preslii</i> (Ten.) P. Fourn.
X6	<i>Plantago lanceolata</i> L.
X7	<i>Romulea ligustica</i> Parl.

Annexe 06 : Le codage des taxons mycorhizés de la mare TAR

Code	Taxon
X1	<i>Achyrophorus valdesii</i> J.M. Jiménez, M. Ángeles & al.
X2	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.
X3	<i>Allium chamaemoly</i> L.
X4	<i>Brassica procumbens</i> (Poir.) O.E. Schulz
X5	<i>Cardamine parviflora</i> L.
X6	<i>Carex pendula</i> Huds.
X7	<i>Carex remota</i> L.
X8	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.
X9	<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.
X10	<i>Erigeron canadensis</i> L.
X11	<i>Galium mollugo</i> L.
X12	<i>Helosciadium nodiflorum</i> (L.) W.D.J. Koch
X13	<i>Isoetes histrix</i> Durieu ex Bory
X14	<i>Lotus parviflorus</i> Desf.

Code	Taxon
X15	<i>Medicago orbicularis</i> (L.) Bartal.
X16	<i>Nasturtium officinale</i> R. Br.
X17	<i>Plantago lanceolata</i> L.
X18	<i>Plantago major</i> L.
X19	<i>Plantago ovata</i> Forssk.
X20	<i>Poa trivialis</i> L.
X21	<i>Portulaca oleracea</i> L.
X22	<i>Ranunculus bulbosus</i> L.
X23	<i>Ranunculus muricatus</i> L.
X24	<i>Ranunculus repens</i> L.
X25	<i>Rumex pulcher</i> L.
X26	<i>Scolymus hispanicus</i> L.
X27	<i>Thapsia garganica</i> L.
X28	<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn. subsp. <i>webbii</i> (Jury) Kerguélen
X29	<i>Verbena officinalis</i> L.
X30	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L. subsp. <i>anagallis-aquatica</i>
X31	<i>Veronica arvensis</i> L.

Annexe 07 : Le codage des taxons mycorrhizés de la mare BRG

Code	Taxon
X1	<i>Agrostis stolonifera</i> L.
X2	<i>Brassica procumbens</i> (Poir.) O.E. Schulz
X3	<i>Cardamine parviflora</i> L.
X4	<i>Centaurea calcitrapa</i> L.
X5	<i>Centaurea involucrata</i> Desf.
X6	<i>Centaurea solstitialis</i> L. subsp. <i>schouwii</i> (DC.) Gugler
X7	<i>Centaurea sphaerocephala</i> L.
X8	<i>Erodium moschatum</i> (L.) L'Hér.
X9	<i>Geranium dissectum</i> L.
X10	<i>Hypochaeris radicata</i> L.
X11	<i>Lactuca serriola</i> L.

Code	Taxon
X12	<i>Marrubium vulgare</i> L.
X13	<i>Plantago afra</i> L.
X14	<i>Plantago serraria</i> L.
X15	<i>Poa annua</i> L. subsp. <i>annua</i>
X16	<i>Portulaca oleracea</i> L.
X17	<i>Pulicaria odora</i> (L.) Rchb.
X18	<i>Ranunculus macrophyllus</i> Desf.
X19	<i>Rumex pulcher</i> L.
X20	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill
X21	<i>Thapsia garganica</i> L.
X22	<i>Trifolium arvense</i> L.
X23	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L. subsp. <i>anagallis-aquatica</i>

Annexe 08 : Le codage des taxons mycorhizés de la mare GZE

Code	Taxon
X1	<i>Ajuga iva</i> (L.) Schreb. subsp. <i>Iva</i>
X2	<i>Anisantha madritensis</i> (L.) Nevski
X3	<i>Arisarum vulgare</i> O. Targ. Tozz.
X4	<i>Calendula arvensis</i> (Vaill.) L.
X5	<i>Cichorium intybus</i> L. subsp. <i>intybus</i>
X6	<i>Erodium malacoides</i> (L.) L'Hér.
X7	<i>Geranium dissectum</i> L.
X8	<i>Geranium lucidum</i> L.
X9	<i>Hedysarum coronarium</i> L.
X10	<i>Hyoseris radiata</i> L.
X11	<i>Hypericum tomentosum</i> L.
X12	<i>Juncus acutus</i> L.
X13	<i>Lotus subbiflorus</i> Lag.
X14	<i>Mentha aquatica</i> L.
X15	<i>Plantago afra</i> L.
X16	<i>Plantago lagopus</i> L.

Code	Taxon
X17	<i>Plantago lanceolata</i> L.
X18	<i>Rumex bucephalophorus</i> L.
X19	<i>Salvia verbenaca</i> L.
X20	<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn. subsp. <i>webbii</i> (Jury) Kerguélen
X21	<i>Trifolium campestre</i> Schreb.
X22	<i>Trifolium pratense</i> L.

Annexe 09 : Le codage des taxons mycorhizés de la mare GZN

Code	Taxon
X1	<i>Achyrophorus laevigatus</i> (L.) Talavera & M. Talavera
X2	<i>Anacyclus clavatus</i> (Desf.) Pers.
X3	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.
X4	<i>Galium parisiense</i> L.
X5	<i>Geranium dissectum</i> L.
X6	<i>Hedysarum coronarium</i> L.
X7	<i>Heliotropium europaeum</i> L.
X8	<i>Helosciadium nodiflorum</i> (L.) W.D.J. Koch
X9	<i>Hyoseris scabra</i> L.
X10	<i>Hypericum tomentosum</i> L.
X11	<i>Juncus acutus</i> L.
X12	<i>Lamarckia aurea</i> (L.) Moench
X13	<i>Medicago polymorpha</i> L.
X14	<i>Mentha pulegium</i> L.
X15	<i>Panicum repens</i> L.
X16	<i>Plantago albicans</i> L.
X17	<i>Plantago lanceolata</i> L.
X18	<i>Plantago major</i> L.
X19	<i>Romulea bulbocodium</i> (L.) Sebast. & Mauri subsp. <i>bulbocodium</i>
X20	<i>Rumex pulcher</i> L.
X21	<i>Thymus munbyanus</i> Boiss. & Reut. subsp. <i>coloratus</i> (Boiss. & Reut.) Greuter & Burdet

Code	Taxon
X22	<i>Trifolium angustifolium</i> L.
X23	<i>Trifolium stellatum</i> L.

Annexe 10 : Le codage des taxons mycorhizés de la mare TRN

Code	Taxon
X1	<i>Allium chamaemoly</i> L.
X2	<i>Bellevalia mauritanica</i> Pomel
X3	<i>Medicago truncatula</i> Gaertn.
X4	<i>Plantago afra</i> L.
X5	<i>Plantago lanceolata</i> L.
X6	<i>Poa bulbosa</i> L.
X7	<i>Portulaca oleracea</i> L.
X8	<i>Sisymbrium irio</i> L.
X9	<i>Urospermum dalechampii</i> (L.) F.W. Schmidt

Annexe 11 : Le codage des taxons mycorhizés de la mare TRC

Code	Taxon
X1	<i>Allium triquetrum</i> L.
X2	<i>Arenaria cerastioides</i> Poir.
X3	<i>Bunium crassifolium</i> (Batt.) Batt.
X4	<i>Carex pendula</i> Huds.
X5	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.
X6	<i>Crassula alata</i> (Viv.) A. Berger
X7	<i>Erodium moschatum</i> (L.) L'Hér.
X8	<i>Eryngium tricuspdatum</i> L. subsp. <i>bovei</i> (Boiss.) Breton
X9	<i>Fumaria bastardii</i> Boreau
X10	<i>Galium mollugo</i> L.
X11	<i>Galium tunetanum</i> Lam.
X12	<i>Helosciadium nodiflorum</i> (L.) W.D.J. Koch
X13	<i>Hyacinthoides lingulata</i> (Poir.) Rothm.

Code	Taxon
X14	<i>Hypochaeris radicata</i> L.
X15	<i>Linum bienne</i> Mill.
X16	<i>Malva sylvestris</i> L.
X17	<i>Medicago truncatula</i> Gaertn.
X18	<i>Plantago lagopus</i> L.
X19	<i>Plantago major</i> L.
X20	<i>Potentilla reptans</i> L.
X21	<i>Ranunculus macrophyllus</i> Desf.
X22	<i>Sanguisorba minor</i> Scop.
X23	<i>Vicia altissima</i> Desf.

Annexe 12 : Le codage des taxons mycorhizés de la mare MJN

Code	Taxon
X1	<i>Agrostis stolonifera</i> L.
X2	<i>Calendula arvensis</i> (Vaill.) L.
X3	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.
X4	<i>Eryngium pusillum</i> L.
X5	<i>Hypochaeris radicata</i> L.
X6	<i>Medicago arabica</i> (L.) Huds.
X7	<i>Medicago polymorpha</i> L.
X8	<i>Mentha pulegium</i> L.
X9	<i>Plantago lagopus</i> L.
X10	<i>Plantago serraria</i> L.
X11	<i>Poa annua</i> L. subsp. <i>annua</i>
X12	<i>Polygonum aviculare</i> L.
X13	<i>Portulaca oleracea</i> L.
X14	<i>Ranunculus macrophyllus</i> Desf.

Annexe 13 : Illustrations des principales contraintes environnementales affectant les neufs zones humides temporaires de notre région d'étude.

1. Sécheresse et effets du changement climatique



2. Faible profondeur et contraintes hydriques naturelles



3. Pollution d'origine touristique et anthropique diffuse



4. Pression des activités agricoles environnantes



5. Destruction et exploitation anthropique des zones humides



6. Surpâturage et dégradation de la couverture végétale

