Suivi de l'occupation spatiale de l'araignée *Dolomedes plantarius* (Clerck, 1758) (Araneae, Dolomedidae) sur les marais de Sacy (Oise, Hauts-de-France)

Louis LECOULES



© A. PENCOAT-JONES

Master BEE « Écosystèmes et Anthropisation »

Stage de fin d'étude réalisé du 02/03/2026 au 28/08/2026

Conservatoire des Espaces Naturels des Hauts-de-France

Responsable de stage : Albane PENCOAT-JONES

Tuteur universitaire : Frédéric SANTOUL

Examinateurs : Antoine LECERF ; Laurent PELOZUELO

Université de Toulouse

Remerciements :

Ces six mois de stage ont été bien plus qu'une simple période d'observation : ce fut une aventure faite de découvertes, de défis surmontés, de rencontres enrichissantes et, avant tout, de véritable plaisir. Et cela est dû en grande partie à toutes les personnes m'ayant accompagné de près ou de loin à l'élaboration de ce mémoire. J'aimerais donc remercier toutes ces personnes ici.

Tout d'abord, un grand merci à mon encadrante Albane PENCOAT-JONES. Merci de m'avoir fait confiance pour ce stage, merci de m'avoir accompagné durant tout le long de ce travail et merci pour toutes les connaissances que tu m'as transmises. Je remercie également Adrien BERQUER pour son accompagnement sur le volet statistique et Antoine GAZAIX pour son aide sur l'élaboration du protocole. Merci à vous, sans qui ce travail n'aurait pas abouti.

Merci aux chargés d'études Jules DOULIEZ, Julie GAUDARD et Laureline MAZAUD pour leur transmission de connaissance, tant naturaliste que technique, et pour m'avoir permis de participer à leurs missions sur le terrain. Merci aux chargés de mission Coralie MOREL, Solène DE-DONATO et Damien TOP ainsi qu'à la technicienne Cléa BACHELET pour leur aide et leur sympathie. Je remercie Emmanuel DAS-GRACAS pour les nombreux ouvrages échangés et nos passionnantes discussions sur les araignées. Merci à Nicolas CARON, Thomas CHEYREZY et Sylvain LECIGNE pour m'avoir partagé vos connaissances en aranéologie.

Un merci supplémentaire particulier à Laureline de m'avoir emmené en voiture (parfois à des heures pas super), quand je ne voulais/ne pouvais pas prendre mon vélo. Merci aussi Baz' pour tout l'amour que tu m'as donné.

Merci aussi à mes deux acolytes stagiaires, Samuel CAQUEUX et Maxime LANCELLE, pour m'avoir fait découvrir vos stages respectifs, pour tous ces moments passés ensemble, et pour la très bonne ambiance que vous avez su installer.

Merci également aux membres de l'Ecospace de la Mie-au-Roy, Audrey BAHRI, Jolan WATTEL et Michel DELAUNEY, pour leur accueil chaleureux et l'atmosphère conviviale instaurée.

Merci à toutes et tous également pour les temps « hors travail » de qualité.

Je remercie également mes professeurs du master BEE parcours Ecosystème et Anthropisation de l'Université de Toulouse pour leurs conseils dispensés tout au long de ma formation. Merci à Frédéric SANTOUL, mon tuteur pédagogique, pour son suivi lors de ce stage.

Enfin, merci bien sûr à ma famille et mes amis pour votre soutien indéfectible et votre amour. Merci à mes parents pour la relecture attentive de ce rapport. Je remercie particulièrement ma marraine de promo Pauline, pour son aide, son accompagnement, sa bienveillance tout au long de ma formation de master.

Je tenais à nommer toutes les personnes qui ont fait de ce stage une période inoubliable. J'ai rêvé de ce stage, et celui-ci a dépassé mes attentes, et c'est grâce à vous. Vous êtes super. Merci pour tout.

Je suis très fière de ce mémoire et j'espère que vous prendrez autant de plaisir à le lire que j'en ai eu à l'écrire.

Bonne lecture

Résumé :

Les tourbières alcalines comptent parmi les écosystèmes les plus menacés d'Europe, ayant perdu près de 80 % de leur surface au cours des dernières décennies sous l'effet du drainage et de la fermeture des milieux. Dans le cadre du projet LIFE Anthropofens, des opérations de déboisement ont été menées sur les marais de Sacy (Oise) afin de rouvrir des secteurs tourbeux et de restaurer leur fonctionnalité hydro-écologique, potentiellement favorable à la Dolomède des roseaux *Dolomedes plantarius*, araignée patrimoniale classée en danger d'extinction en France. Cette étude évalue la réponse de l'espèce à ces travaux d'ouverture. Quarante-cinq transects répartis entre boisement humide, bas-marais restauré et cladiaie jeune ouverte ont fait l'objet de prospections diurnes et nocturnes répétées, complétées par le recensement de soixante transects dédiés aux pouponnières. Les données ont été analysées par modèles d'occupation, modèles linéaires généralisés et tests de tendance, selon deux approches complémentaires : une comparaison temporelle avant/après travaux et une analyse du gradient successionnel entre milieux fermés et ouverts. La présence et l'abondance du genre *Dolomedes* augmentent significativement après restauration, et la présence de *D. plantarius* progresse significativement le long du gradient d'ouverture. La disponibilité en eau libre et l'éloignement du layon d'origine ressortent comme facteurs déterminants de l'occupation. La quasi-totalité des pouponnières recensées se concentre dans le bas-marais restauré, attestant d'une reproduction effective. La convergence des deux approches soutient un effet positif de la restauration, bien que le faible effectif et la précocité de l'étude après travaux invitent à la prudence. Ces résultats plaident pour un suivi pluriannuel intégrant des prospections nocturnes et une adaptation des pratiques de fauche à la phénologie de reproduction de l'espèce.

Mots-clés : Détection · *Dolomedes* · Modèle d'occupation · Reproduction · Restauration · Tourbière

Abstract:

Alkaline peatlands are among the most threatened ecosystems in Europe, having lost nearly 80% of their area in recent decades due to drainage and habitat fragmentation. As part of the LIFE Anthropofens project, deforestation operations were carried out in the Sacy marshes (Oise) to reopen peatland areas and restore their hydro-ecological functionality, which could benefit the reed dolomede spider (Dolomedes plantarius), a heritage species classified as endangered in France. This study evaluates the species' response to these restoration efforts. Forty-five transects distributed across wet woodlands, restored lowland marshes, and open Cladium marshes were surveyed repeatedly during both day and night, supplemented by a survey of sixty transects dedicated to nursery sites. The data were analyzed using occupancy models, generalized linear models, and trend tests, following two complementary approaches: a temporal comparison before and after the restoration work and an analysis of the succession gradient between closed and open habitats. The presence and abundance of the genus Dolomedes increased significantly after restoration, and the presence of D. plantarius increased significantly along the openness gradient. The availability of open water and the distance from the original path emerge as key factors influencing occupancy. Nearly all of the identified nurseries are concentrated in the restored lower marsh, indicating successful reproduction. The convergence of these two approaches supports a positive effect of the restoration, although the small sample size and the early timing of the study following the restoration work call for caution. These results argue for multi-year monitoring that includes nighttime surveys and an adjustment of mowing practices to align with the species' reproductive phenology.

Keyword: Detection · *Dolomedes* · Occupancy model · Peatland · Reproduction · Restoration

Table des matières :

I – Introduction 1

II – Matériel et méthodes 4

1. Site d'étude 4
2. Espèce étudiée 5
3. Méthode de prospection 7
   A) Protocole de prospection pour les individus adultes 7
   B) Protocole de prospection pour les pouponnières 8
   C) Données antérieures et évaluation de la restauration 9
4. Analyses statistiques 10
   A) Caractérisation des milieux et sélection des variables 10
   B) Taux d'occupation et de détection avec variables associées (H1, H2) 10
   C) Comparaison entre détection diurne et nocturne (H4) 11
   D) Réponse à la restauration (H1, H2) 11
   E) Activité de reproduction et lien avec la présence adulte (H3) 12

III – Résultats 12

1. Caractérisation des milieux 12
2. Taux de détection et d'occupation 14
3. Détection diurne et nocturne 17
4. Réponse à la restauration 17
5. Activité de reproduction 19

IV – Discussion 21

1. Occupation, détection et recolonisation 21
2. Détection nocturne 22
3. Reproduction et viabilité de la population 23
4. Protocole de l'étude 24

V – Conclusion et perspectives 25

VI – Références bibliographiques 26

Annexes 31

Table des figures :

- **Figure 1 :** Localisation des Marais de Sacy (Hauts-de-France) : site d'étude et parcelles contractualisées par le CEN.
- **Figure 2 :** Vue rétrolatérale des pédipalpes de (a) *Dolomedes fimbriatus* et (b) *Dolomedes plantarius* (©P. Oger dans Caron et Cheyrezy, 2021). Encadrée en rouge, l'apophyse tibiale permet de déterminer l'espèce.
- **Figure 3 :** Vue ventrale des épigynes de (a et b) *Dolomedes plantarius* et (c et d) *Dolomedes fimbriatus* (a et c ©L. Lecoules, b et d ©P. Loria dans Loria et al., 2024).
- **Figure 4 :** Phénologie d'un individu de *Dolomedes plantarius* (d'après Kirchthaler, 2022).
- **Figure 5 :** Plan d'échantillonnage complet pour la prospection des adultes. La coloration des transects indique la zone échantillonnée considérée (vert : Boisement humide ; orange : Layon-Cladiaie ; bleu : Bas-marais).
- **Figure 6 :** Plan d'échantillonnage complet pour la prospection des pouponnières. La coloration des transects indique la zone échantillonnée considérée (vert : Boisement humide ; orange : Layon-Cladiaie ; bleu : Bas-marais).
- **Figure 7 :** Cercles de corrélation de l'ACP représentant la projection des variables environnementales sur les plans factoriels : (a) Dim1 × Dim2 et (b) Dim1 × Dim3. La couleur des vecteurs traduit la contribution de chaque variable aux axes.
- **Figure 8 :** Projection des transects sur le plan factoriel Dim1 × Dim2 de l'ACP, colorés selon le milieu d'appartenance. Les ellipses délimitent les trois groupes d'habitats (Boisement humide, Bas-marais, Layon-Cladiaie).
- **Figure 9 :** Probabilité de détection (p) prédite par les covariables de plus fort poids AICc : (a) humidité du sol et (b) température pour *Dolomedes* sp. ; (c) température et (d) vitesse du vent pour *Dolomedes plantarius*. Les zones ombrées représentent l'intervalle de confiance à 95 %.
- **Figure 10 :** Probabilité d'occupation (ψ) prédite par les covariables de plus fort poids AICc : (a) proportion de transect en eau pour *Dolomedes sp.* ; (b) distance au layon principal pour *Dolomedes plantarius.* Les zones ombrées représentent l'intervalle de confiance à 95 %.
- **Figure 11 :** Probabilité de présence de *Dolomedes sp.* en fonction de la température (a) et de la proportion de transect en eau (b), et de *Dolomedes plantarius* en fonction de la distance au layon principal (c). Les zones ombrées représentent l'intervalle de confiance à 95 %.
- **Figure 12 :** Abondance de *Dolomedes sp.* en fonction de la température (a) et de *Dolomedes plantarius* en fonction de la distance au layon principal (b). Les zones ombrées représentent l'intervalle de confiance à 95 %.
- **Figure 13 :** Proportion de transects occupés le long du gradient de restauration (Boisement → Bas-marais → Cladiaie jeune) pour *Dolomedes sp.* et *Dolomedes plantarius* (td : tendance, valeur-p < 0,1 ; * : valeur-p < 0,05).
- **Figure 14 :** Abondance le long du gradient de restauration (Boisement → Bas-marais → Cladiaie jeune) pour *Dolomedes sp.* et *Dolomedes plantarius* (td : tendance, valeur-p < 0,1).
- **Figure 15 :** Nombre de pouponnières par transect selon le milieu. Chaque point représente un transect.
- **Figure 16 :** Comparaison entre l'occupation des adultes et le nombre de pouponnières selon le milieu.
- **Figure 17 :** Supports végétaux utilisés pour le maintien des pouponnières (CST : *Carex* sans touradon ; CT : *Carex* touradon ; J : Jonc ; H : Hélophyte ; R : Roseau ; A : Autre (menthe aquatique ou fougère des marais)) (n = 61 pouponnières).
- **Figure 18 :** (a) Hauteur des pouponnières selon le support végétal considéré (CST : *Carex* sans touradon ; CT : *Carex* touradon ; J : Jonc) et (b) Distribution de la hauteur des pouponnières.

Table des tableaux :

- **Tableau 1 :** Taux d'occupation par espèce et par milieu. Les marges d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. L'intervalle de *Dolomedes plantarius* en boisement ($\psi = 0$) n'est pas estimable en raison de l'absence totale de détection.
- **Tableau 2 :** Probabilité de détection diurne et nocturne de *Dolomedes* sp. et *Dolomedes plantarius* en cladiaie jeune. Les marges d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %.
- **Tableau 3 :** Présence et abondance de *Dolomedes* sp. et *Dolomedes plantarius* avant et après travaux (GLMM, effet aléatoire « transect »). OR : odds-ratio Après/Avant. n = 39 relevés avant, 15 après.

Table des Annexes :

- **Annexe I :** Photographies des deux habitus de *Dolomedes plantarius*. Femelles avec (a) 2 bandes latérales claires et (b) sans bandes claires. (©Louis Lecoules, (a) 15/06/2026 ; (b) 22/04/2026))
- **Annexe II :** Fiche terrain pour la prospection des adultes.
- **Annexe III :** Photographie d'une femelle de *Dolomedes plantarius* montant la garde en-dessous de sa toile de pouponnière (en bas à gauche). Les jeunes sont regroupés ici dans la partie haute de la toile, le cocon étant visible sous une feuille de roseau. (©Louis Lecoules, 20/07/2026)
- **Annexe IV :** Fiche terrain pour la prospection des pouponnières.

Table des abréviations :

- **ACP :** Analyse en Composante Principale
- **AIC :** Akaike Information Criterion (Critère d'Information d'Akaike)
- **AICc :** Akaike Information Criterion Correction (Correction du Critère d'Information d'Akaike)
- **BAI :** Before-After-Impact
- **CCNUCC :** Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques
- **CDB :** Convention sur la Diversité Biologique
- **CEN :** Conservatoire d'Espaces Naturels
- **D. fimbriatus :** Dolomedes fimbriatus
- **D. plantarius :** Dolomedes plantarius
- **D. sp. :** Dolomedes species
- **ENS :** Espace Naturel Sensible
- **GLM :** Generalized Linear Model (Modèle Linéaire Généralisé)
- **GLMM :** Generalized Linear Mixed Model (Modèle Linéaire Généralisé Mixte)
- **LIFE :** L'Instrument Financier pour l'Environnement
- **SE :** Service(s) Ecosystémique(s)
- **ZIP :** Zéro Inflated Poisson (Modèle de Poisson à Inflation de Zéro)
- **ZNIEFF :** Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique
- **ZSC :** Zones Speciales de Conservation

Avant-propos :

- **Utilisation de l'IA :** Des outils d'intelligence artificielle ont été mobilisés lors de la réalisation de ce rapport : Gemini NotebookLM pour la synthèse bibliographique, DeepL pour la traduction, et Claude (Anthropic) pour l'aide à la programmation sous R ainsi que pour la relecture orthographique et grammaticale. L'ensemble des analyses, interprétations et rédactions relève du travail propre de l'auteur.
- **Phase terrain et origine des données :** Les prospections diurnes ont été réalisées exclusivement par l'auteur de ce rapport (Louis Lecoules). Les prospections nocturnes ont été menées conjointement avec un représentant du CEN. Les données de 2026 ont été intégralement collectées par l'auteur dans le cadre de ce stage. Les données antérieures, issues de la phase de terrain de 2022, ont été collectées par Charlie Rendell et Antoine Gazaix, et sont utilisées ici avec leur accord. Aucune donnée n'a été falsifiée.

I – Introduction

Les zones humides regroupent une grande variété d'habitats et se caractérisent par la présence permanente d'eau, libre ou saturée dans les sols (Mitsch et Gosselink, 2015). Selon la convention de Ramsar, ces zones humides comprennent, entre autres, les marais, les tourbières et les lacs (Ramsar, 1971), des écosystèmes jouant un rôle clé à l'interface entre les milieux aquatiques et terrestres. Parmi ces milieux, les tourbières se distinguent par leur fonctionnement hydrologique unique et leur capacité à accumuler de la matière organique sous forme de tourbe (Keith et al., 2020). Ces milieux sont ainsi caractérisés par des conditions environnementales plutôt hostiles pour bon nombre d'espèces, du fait de la saturation en eau, de la faible teneur en oxygène et de leurs caractéristiques physico-chimiques (acides ou alcalines, pauvres ou riches en nutriments) (Rydin et al., 2013). Ces contraintes ont permis l'émergence d'une biodiversité spécialisée comme les sphaignes (*Sphagnum spp.*) par exemple, qui jouent le rôle d'espèce clé de voûte et permettent de maintenir les fonctionnalités éco-hydrologiques spécifiques des tourbières (Loisel et Gallego-Sala, 2022).

Les milieux tourbeux, majoritairement répartis dans les régions tempérées et boréales de l'hémisphère nord, couvrent moins de 3 % de la surface du globe (Li et al., 2018 ; Xu et al., 2020). Pourtant, malgré leur faible abondance, ces écosystèmes permettent de délivrer de nombreux services écosystémiques (SE). Parmi ces SE, le stockage du carbone est sans doute le plus connu. En effet, les tourbières jouent un rôle majeur dans le cycle du carbone, en stockant environ 21 % du stock mondial total de carbone organique dans les sols (Leifeld et Menichetti, 2018 ; Yu, 2012). Ces écosystèmes permettent également le fonctionnement du cycle de l'eau en contenant environ 10 % de l'eau douce terrestre (Joosten et Clarke, 2002) et le maintien d'une diversité importante, tant faunistique que floristique (Mitsch et Gosselink, 2015 ; Reddy et al., 2022). Cependant, malgré leur importance écologique, les tourbières font partie des milieux les plus menacés dans le monde (Fluet-Chouinard et al., 2023). Depuis les années 1700, près de 3,4 millions de km^2 de tourbière ont disparu, principalement en raison du drainage pour l'agriculture, de l'urbanisation croissante et de la sylviculture (Andersen et al., 2017 ; Chimner et al., 2017 ; Fluet-Chouinard et al., 2023). L'Europe est particulièrement affectée par cette régression, avec la disparition de près de 80 % de ses tourbières depuis quelques décennies (Verhoeven, 2014), surtout dans les pays agricoles comme l'Allemagne et les Pays-Bas (Joosten et al., 2017). En plus de ces pressions historiques, les effets du changement climatique comme l'augmentation des périodes et de l'intensité des sécheresses et le changement des régimes de précipitations, amplifient l'assèchement et la dégradation des zones humides (Davidson, 2014 ; Erwin, 2009). Dans ce contexte, la conservation des zones humides et leur restauration sont aujourd'hui reconnues comme des priorités internationales, de par les objectifs fixés par la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) et la Convention sur la diversité biologique (CDB) depuis le Sommet de la Terre de Rio en 1992 (Soto-Navarro et al., 2020).

Au niveau international, la restauration des zones humides s'est progressivement imposée comme un levier essentiel des politiques de conservation et d'adaptation au changement climatique. De nombreux pays ont lancé des programmes ambitieux visant à enrayer la dégradation historique de ces écosystèmes et à restaurer leurs fonctions écologiques. Au Royaume-Uni, par exemple, le programme Peatland ACTION a permis de restaurer plus de 25 000 hectares de tourbières depuis 2012, principalement grâce à des mesures de restauration hydrologique et de gestion de la végétation (Loisel et Gallego-Sala, 2022). Au Canada, plusieurs agences nationales se sont fixées pour objectif d'atteindre un gain net en termes de fonctions et de superficie des zones humides d'ici 2030, la priorité étant donnée aux sites les plus dégradés (Medland et al., 2020). En Europe, le projet LIFE Anthropofens (n°

LIFE 18NAT/FR/000906 ; 2019-2026) vise à restaurer la fonctionnalité écologique de 480 hectares d'habitats de tourbières alcalines répartis sur 13 sites Natura 2000, situés en Hauts-de-France et en Wallonie (Berquer et al., 2024). Ce projet constitue ainsi une réponse ciblée aux pressions hydrologiques et écologiques qui affectent ces habitats. Son objectif est, entre autres, l'optimisation du fonctionnement hydro-écologique des habitats de tourbières afin d'enrayer leur dégradation, tout en améliorant l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire, en particulier les tourbières alcalines de plaine, qui sont classées comme « défavorables – mauvaises » à l'échelle régionale (Clément et al., 2022). Ce projet met ainsi en œuvre un ensemble de mesures de restauration comme les interventions hydrologiques visant à neutraliser les fossés de drainage, soit par remblayage, soit par l'installation de barrages afin de retenir l'eau, de stabiliser le niveau des eaux souterraines et de recréer des conditions favorables à l'accumulation de la tourbe. Ces mesures sont complétées par des interventions mécaniques ciblées permettant la réouverture des milieux. Cela se traduit par l'élimination des plantes ligneuses envahissantes, le pâturage extensif et l'extraction de la couche superficielle dégradée de tourbe, exposant ainsi des substrats propices à la recolonisation par des espèces pionnières caractéristiques des marais alcalins de plaine. Ces actions permettent de préserver des niveaux d'eau et des structures végétales favorables aux habitats cibles, offrant ainsi un refuge à de nombreuses espèces fongiques et animales (Walter et al., 2023), comme la Dolomède des roseaux *Dolomedes plantarius*, espèce patrimoniale et bioindicatrice des milieux tourbeux alcalins.

Dolomedes plantarius (Clerck, 1757), faisant partie de la famille des Dolomedidae (Morris et al., 2025), est l'une des plus grandes araignées d'Europe mais aussi l'une des rares à être inscrite à la liste rouge mondiale en tant qu'espèce « vulnérable » (IUCN, 1996). En France, elle est classée comme espèce « en danger d'extinction » (UICN Comité français, OFB, MNHN et AsFrA, 2023) et a été mentionnée dans près de 50 stations réparties dans 22 départements (Lecigne, 2016). Ce statut de menace ainsi que son identification en France comme déterminante de ZNIEFF lui ont valu son inscription à la liste des espèces devant être préservées en priorité dans le cadre de la Stratégie nationale de Création des Aires Protégées terrestres métropolitaines (Coste et al., 2010). Malgré le nombre de mentions, sa répartition est très discontinue en France, ce qui traduit ses exigences écologiques strictes pour un certain type d'habitat. En effet, *D. plantarius* est une espèce semi-aquatique qui dépend donc de la présence d'eau pour chasser et se reproduire (Smith, 2000 ; Helsdingen, 1993) mais aussi de la végétation associée pour pouvoir se déplacer, échapper aux prédateurs et construire sa nurserie (Dickel et al., 2022 ; Helsdingen, 1993). Dickel et al. (2022) ont de plus démontré que, comparée à sa cousine *Dolomedes fimbriatus* (Clerck, 1757), *D. plantarius* semble être restreinte aux tourbières alcalines avec une grande proportion d'eau libre. Cette exigence écologique la rend donc très vulnérable à la sécheresse (aggravée par le changement climatique) et Smith (2000) a estimé que son aire de répartition a été réduite de près de 80 % en Grande-Bretagne à cause des activités anthropiques. Aussi, les prévisions de changements climatiques, établies par les travaux de modélisation de Leroy et al. en 2013, démontrent une diminution globale forte des conditions environnementales favorables au sein de l'aire de répartition actuelle de *D. plantarius*, impactant 15 à 17 % des populations actuellement connues. Cette vulnérabilité est d'autant plus exacerbée par sa capacité de dispersion limitée. En effet, les comportements de « ballooning » se font de manière très occasionnelle en condition naturelle (Cheyrezy et al., 2025 ; Duffey, 2012), ses déplacements se faisant très majoritairement par navigation sur l'eau (Monsimet et al., 2022), sur des distances relativement faibles. Cela peut contribuer à la fragmentation des populations, à l'isolement génétique et à une dépression de consanguinité (Vugdelic et al., 2003).

Au regard des études, la restauration et la préservation des tourbières sont des enjeux primordiaux du XXIe siècle, ce qui fait que les projets de restauration comme le projet LIFE Anthropofens sont d'une grande importance. Dans ce contexte, les espèces sténoèces comme *Dolomedes plantarius* sont de plus en plus utilisées comme espèces indicatrices de la fonctionnalité éco-hydrologique des habitats restaurés (Ameixa et al., 2025 ; Pétillon et al., 2004). Si les exigences écologiques de *D. plantarius* sont relativement bien documentées, la réponse de l'espèce à des opérations de restauration active reste peu étudiée. Les rares suivis disponibles (Smith, 2000-2011) suggèrent des délais de recolonisation longs et variables, sans que les facteurs déterminant la vitesse de réponse aient été clairement déterminés. Par ailleurs, la plupart des études portent sur l'occupation des adultes, la reproduction effective dans les habitats restaurés restant rarement documentée. À ces lacunes s'ajoute une difficulté méthodologique : des études récentes soulignent l'intérêt des modèles d'occupation, qui permettent de corriger les biais liés à une probabilité de détection imparfaite, particulièrement marqués chez les espèces discrètes et à faible densité comme la Dolomède des roseaux (Dickel et al., 2022 ; Gazaix et al., 2025). Le rythme d'activité de l'espèce fait par ailleurs l'objet d'observations contrastées : décrite comme héliophile (Duffey, 2012), elle appartient à un genre dont plusieurs représentants montrent une activité principalement nocturne (Suter et Benson, 2014), ce qui interroge sur les conditions optimales de prospection. La fiabilité des données récoltées sur cette espèce est ainsi essentielle pour évaluer l'efficacité des mesures de restauration.

Parmi les actions de restauration mises en œuvre dans le cadre du projet LIFE Anthropofens, les opérations de déboisement ont permis la réouverture de plusieurs secteurs tourbeux et la recolonisation progressive par des végétations herbacées caractéristiques des bas-marais alcalins, potentiellement favorables à *Dolomedes plantarius*. Dans ce contexte, ce stage vise à évaluer la réponse de *D. plantarius* à ces travaux d'ouverture du milieu : déterminer si l'espèce a colonisé les zones restaurées, si ces dernières offrent des conditions favorables à son maintien et à sa reproduction, et si elles s'inscrivent dans une trajectoire écologique favorable à l'espèce.

Ce travail permettra ainsi d'évaluer dans quelle mesure les opérations de restauration par ouverture du milieu contribuent au rétablissement d'habitats fonctionnels pour une espèce spécialiste des tourbières alcalines. Quatre hypothèses principales seront testées. Premièrement (H1), le taux d'occupation de *Dolomedes plantarius* devrait être significativement plus faible dans les zones boisées, considérées comme défavorables, que dans les habitats ouverts de type cladiaie, en raison de conditions écologiques moins propices à son installation et à son maintien. Deuxièmement (H2), l'espèce devrait avoir colonisé les secteurs rouverts à la suite des travaux de restauration, en réponse au rétablissement de conditions hydro-écologiques favorables à son installation. Troisièmement (H3), si les conditions hydro-écologiques des zones restaurées sont effectivement favorables au maintien de l'espèce, nous devrions observer une reproduction effective des individus (traduite par la présence de nurseries) dans ces secteurs. Enfin quatrièmement (H4), dans une perspective d'optimisation des protocoles de suivi, et par analogie avec les comportements d'activité nocturne documentés chez d'autres espèces d'araignées (Nørgaard et al., 2006 ; Suter et Benson, 2014), nous faisons l'hypothèse que la probabilité de détection de *D. plantarius* est plus élevée lors des prospections nocturnes que diurnes.

II – Matériel et méthodes

1. Site d'étude

S'étalant sur plus de 1000 ha au cœur de la vallée de l'Oise, les marais de Sacy (coordonnées GPS : 49.200824, 2.351157) constituent le plus vaste ensemble de marais tourbeux alcalins du département de l'Oise et l'un des plus étendus à l'échelle des Hauts-de-France **(Fig. 1)**.

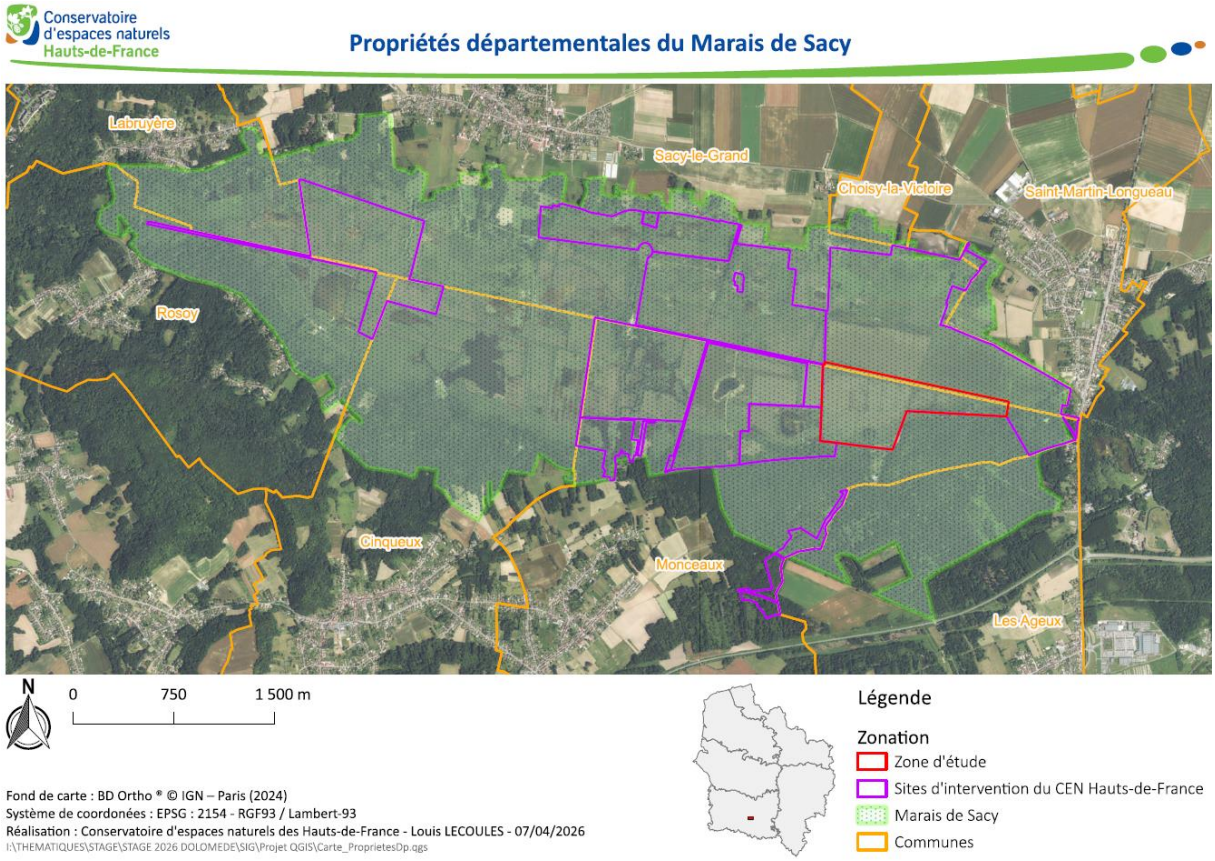


Figure 1 : Localisation des Marais de Sacy (Hauts-de-France) : site d'étude et parcelles contractualisées par le CEN.

Initialement, les marais de Sacy correspondaient à un lac qui s'est progressivement comblé au cours du temps, conduisant à la formation d'un complexe tourbeux. Cependant, à partir de la fin du XVIe siècle, ces milieux ont fait l'objet d'importants aménagements hydrauliques destinés à assécher les marais afin de créer de nouvelles surfaces cultivables. Le canal de la Frette, affluent de l'Oise, ainsi qu'un réseau de fossés de drainage ont été creusés pour évacuer les eaux qui alimentaient naturellement les marais. Parallèlement, l'exploitation de la tourbe, menée de manière plus ou moins intensive selon les secteurs, a entraîné la formation de nombreux étangs, par la suite remaniés et agrandis à des fins cynégétiques. Ces modifications du fonctionnement hydrologique ont ainsi altéré la dynamique de la tourbière. La diminution de l'alimentation en eau des végétations tourbeuses a provoqué un tassement et une compaction de la tourbe, tandis que l'augmentation des fluctuations du niveau d'eau a favorisé la fermeture progressive des milieux et la substitution des végétations typiques des tourbières par des formations dominées par de grandes hélophytes comme *Cladium spp.* (Decodts et Pencoat-Jones, 2020).

Face à ce constat, plusieurs actions de restauration ont été engagées dans le cadre du projet LIFE Anthropofens afin de rétablir le fonctionnement écologique et hydrologique des marais de Sacy.

Parmi celles-ci figurent notamment des opérations de coupe et d'arrachage des ligneux, ainsi que la fauche de bas-marais tourbeux, destinées à rouvrir les milieux. Ces interventions visent également à favoriser le retour d'une végétation caractéristique des bas-marais alcalins. Jusqu'à présent, l'entretien des milieux ouverts et la lutte contre les ligneux étaient réalisés à l'aide d'un pâturage bovin et équin et de quelques actions ponctuelles d'entretien.

Ce contexte hydrologique particulier permet donc le développement d'un grand nombre d'habitats allant des bas-marais aux roselières et cladiaies en passant par les herbiers aquatiques, habitats propices à la coexistence d'un grand nombre d'espèces animales et végétales. Parmi celles-ci figurent plusieurs espèces d'intérêt patrimonial et présentant de forts enjeux de conservation, dont certaines sont étroitement dépendantes des conditions hydrologiques spécifiques aux milieux tourbeux (Decodts et Pencoat-Jones, 2020). En raison de ces caractéristiques, les marais de Sacy bénéficient de plusieurs statuts de protection et de reconnaissance (ZSC Natura 2000 ; ENS, ZNIEFF de type I) (Decodts et Pencoat-Jones, 2020). Ces différents statuts traduisent la présence d'espèces remarquables, menacées ou vulnérables, telles que la Dolomède des roseaux (*Dolomedes plantarius*), et soulignent la nécessité de mettre en œuvre des actions de gestion et de conservation adaptées (Gazaix et al., 2025 ; Rendell, 2022).

2. Espèce étudiée

Le genre *Dolomedes* est un genre diversifié qui comporte environ 105 espèces à travers le monde (World Spider Catalog, 2024), dont 2 sont présentes en Europe et en France : *Dolomedes plantarius* (Clerck, 1757) et *Dolomedes fimbriatus* (Clerck, 1757). Ces deux espèces sont très similaires morphologiquement (corps brun avec ou sans bandes latérales claires ; **Annexe I**) et la distinction entre les deux ne peut se faire que par un examen des génitalias. Anciennement, la différenciation se faisait sur des critères de colorimétrie et de ratio largeur/longueur du prosome (Bonnet, 1930), mais cette méthode de distinction a depuis été réfutée car elle peut conduire à des erreurs d'identification (Helsdingen, 1993 ; Renner, 1987). C'est pour cela qu'afin de bien distinguer les deux espèces, une analyse approfondie des pédipalpes pour le mâle et de l'épigyne pour la femelle est nécessaire (Duffey, 1958 ; Helsdingen, 1993). Chez le mâle, on regardera particulièrement l'apophyse tibiale, qui sera simple chez *D. fimbriatus* et bifide chez *D. plantarius* (Lecigne, 2016) **(Fig. 2)** tandis que chez la femelle, l'épigyne présente deux taches claires arrondies vers l'avant chez *D. fimbriatus* et une zone uniformément claire en avant chez *D. plantarius* (Duffey, 1958 ; Robert, 1995) **(Fig. 3)**.

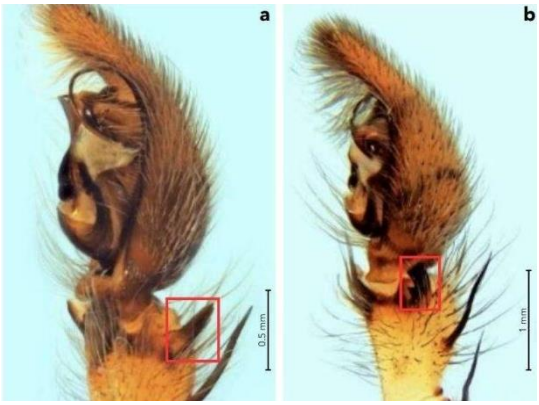


Figure 2 : Vue rétrolatérale des pédipalpes de (a) *Dolomedes fimbriatus* et (b) *Dolomedes plantarius* (©P. Oger dans Caron et Cheyrezy, 2021). Encadrée en rouge, l'apophyse tibiale permet de déterminer l'espèce.



Figure 3 : Vue ventrale des épigynes de (a et b) *Dolomedes plantarius* et (c et d) *Dolomedes fimbriatus* (a et c ©L. Lecoules, b et d ©P. Loria dans Loria et al., 2024).

Concernant leur écologie, ces deux araignées sont considérées par certaines sources comme des « reliques glaciaires ». Elles auraient profité des zones humides créées après la fonte des glaciers pour se disperser, ce qui peut expliquer leur large répartition très fragmentée aujourd'hui (Lecigne, 2016 ; Vugdelic, 2006). Cependant, les deux dolomèdes occupent des habitats différents, du fait de leurs exigences distinctes. *D. plantarius* est plus dépendante de la présence d'eau libre que sa cousine, notamment pour chasser, mais aussi pour les soins parentaux, où elle doit immerger son cocon plusieurs fois afin qu'il reste humide avant la sortie des petits (Bonnet, 1940 ; Smith, 2000). Étant une espèce héliophile, elle préfère également les habitats plus ouverts, l'ombrage apparaissant comme un facteur limitant de la présence d'adultes (Helsdingen, 1993). Cependant, *D. plantarius* et *D. fimbriatus* peuvent être observées sur une même zone dans des micro-habitats différents. Concernant leur phénologie, les deux espèces ont un cycle de vie relativement long où généralement l'individu devient adulte après deux ans (Duffey, 2012) **(Fig. 4)**, avec une période de reproduction comprise généralement entre mai et juin, les nurseries étant observables en juillet.

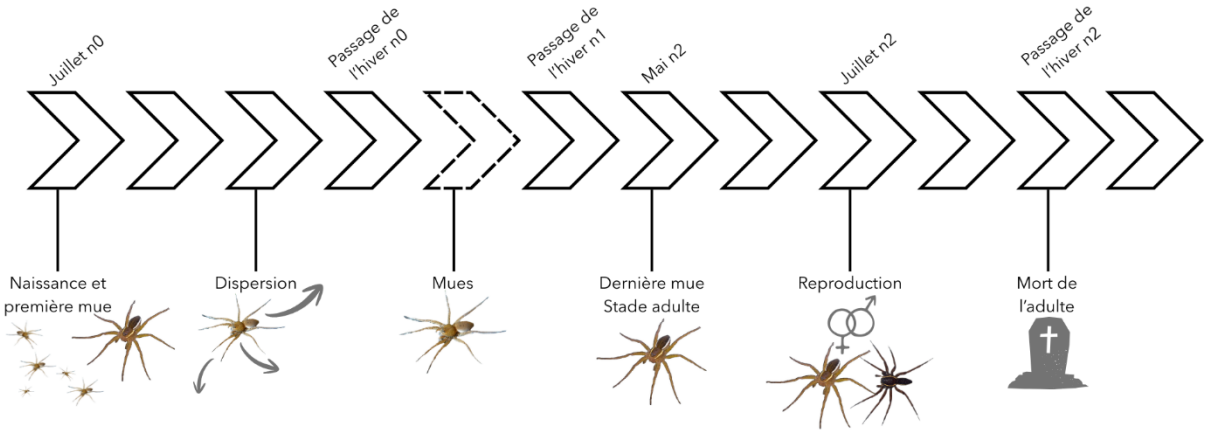


Figure 4 : Phénologie d'un individu de *Dolomedes plantarius* (d'après Kirchthaler, 2022).

3. Méthode de prospection

A) Protocole de prospection pour les individus adultes

Un échantillonnage systématique a été réalisé au travers 45 transects indépendants, chacun mesurant 15 m de long et 2 m de large (Gazaix et al., 2025 ; **Fig. 5**). Ces transects constituent les unités d'échantillonnage et ont été répartis selon 3 modalités correspondant à différents états écologiques et de gestion des habitats. 15 transects ont été positionnés dans un layon au sein d'une cladiaie jeune (faciès géré, végétation peu dense et faible litière, par opposition aux cladiaies matures du site, hautes et densément pourvues en litière, non prospectées ici), qui constitue un habitat ouvert considéré comme favorable à *Dolomedes plantarius* et a fait l'objet de travaux de restauration dans son environnement proche. Ce layon est un linéaire de cladiaie fauché tous les ans pour la chasse. Ce secteur est défini comme secteur de référence et les transects seront nommés « PT_X ». 15 autres transects ont été disposés dans une zone boisée humide ; habitat généralement défavorable à l'espèce et connu pour être évité (Dickel et al., 2022) ; ce secteur est considéré comme secteur témoin et les transects seront nommés « B_X ». Enfin, 15 transects ont été installés dans une zone anciennement boisée, aujourd'hui constituée d'une mosaïque de milieux ouverts (cariçaie, cladiaie jeune, bas-marais) à la suite des travaux de déboisement menés dans le cadre du LIFE Anthropofens ; ce secteur est défini comme secteur de traitement et les transects seront nommés « T_X ».

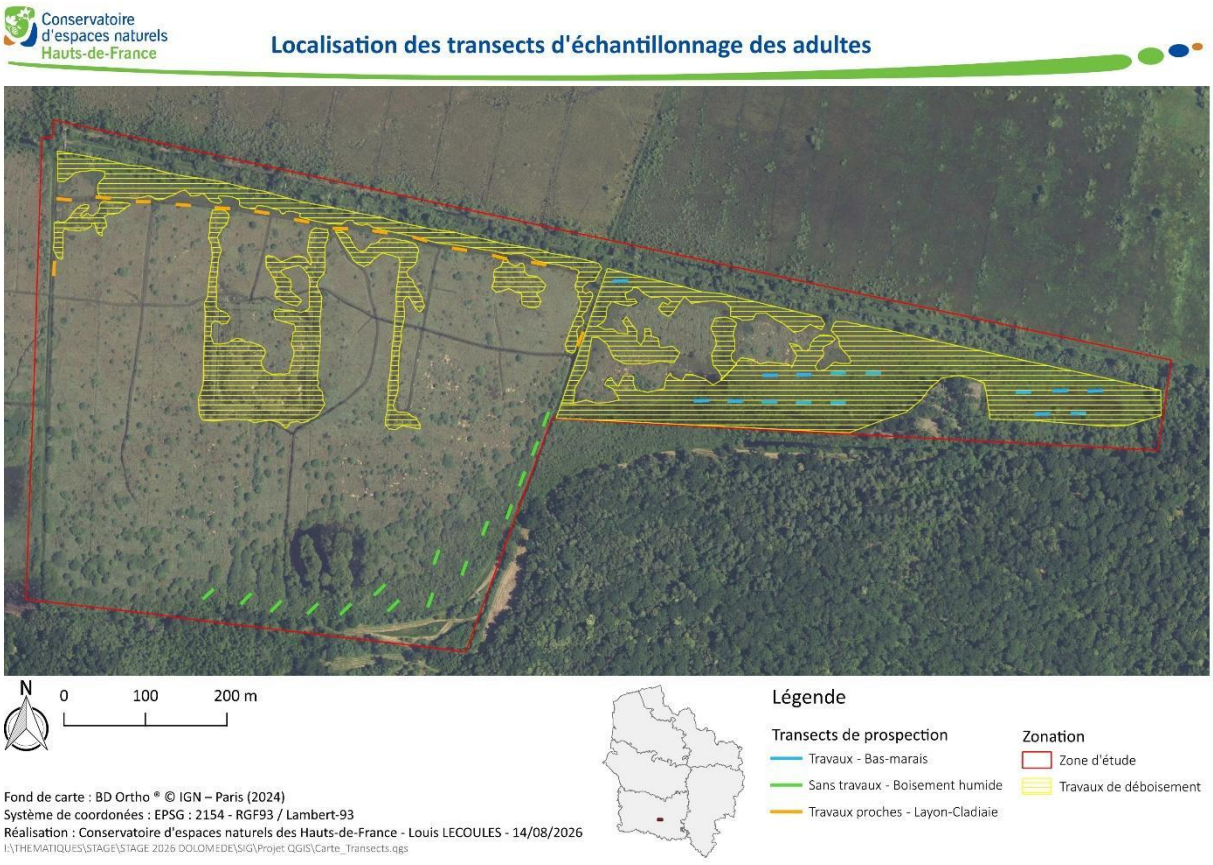


Figure 5 : Plan d'échantillonnage complet pour la prospection des adultes. La coloration des transects indique la zone échantillonnée considérée (vert : Boisement humide ; orange : Layon-Cladiaie ; bleu : Bas-marais).

Chaque transect a été espacé d'au moins 25-30 m pour limiter le biais de pseudo-réplication et le déplacement de l'espèce entre les unités d'échantillonnage lors de la prospection. L'échantillonnage des adultes s'est étalé sur 2 mois (mai-juin) avec un triple passage diurne sur les 3 zones et un double passage nocturne uniquement sur les transects de la cladiaie jeune. Le triple

passage diurne ou le double passage nocturne consiste à réaliser respectivement 3 ou 2 prospections sur un même transect au cours d'une même journée ou nuit, à intervalles de 2 h 30 à 3 h. Une prospection de terrain (avec un passage simple sur l'ensemble des 3 milieux) a été menée du 22 au 24 avril afin d'évaluer l'occupation spatiale de l'espèce, qui reflète sa distribution observée au début de l'hiver, juste avant la fin de sa période d'activité. Cette période correspond à l'apparition des premiers adultes, fin avril (Smith, 1993). Les passages ont été réalisés de sorte à éviter au maximum des températures de l'air trop élevées (≈ 25-30 °C), connues comme étant un facteur limitant la présence de l'espèce (Gazaix et al., 2025), mais avec des températures suffisamment douces pour permettre l'activité de *D. plantarius* (≈ 18-20 °C) (Cheyrezy et al., 2025 ; Gazaix et al., 2025). Les relevés se font donc lors du maximum d'ensoleillement (du milieu de la matinée jusqu'au milieu de l'après-midi). L'échantillonnage nocturne a quant à lui été réalisé pendant les nuits les plus douces (12 - 15 °C), la même semaine que les prospections diurnes sur la zone considérée afin d'estimer la probabilité de détection. Les jours de pluie et de vents forts ont également été évités.

La prospection par transect dure 10 minutes, au cours desquelles l'observateur recherche activement les individus du genre *Dolomedes* (Gazaix et al, 2025). Les individus trouvés sont capturés, géolocalisés (SWmaps – GIS Data Collector APK, V 3.0.14.3) et identifiés au niveau de l'espèce et du genre par examen des épigynes (femelle) et des pédipalpes (mâle) (Lecigne, 2016). Pour cela, l'individu est placé entre la paroi d'un contenant en verre et une éponge humide (Dickel et al., 2022), les caractères sexuels étant observés grâce à une loupe de botaniste (grossissement x10). Chaque individu est ensuite relâché à l'endroit de la capture. Les juvéniles, ne pouvant pas être identifiés avec certitude au niveau du genre (confusion possible avec le genre *Pirata*), sont notés séparément mais ne seront pas traités dans l'analyse par précaution.

Avant le recensement des Dolomèdes, l'observateur relève plusieurs variables environnementales connues pour influencer la présence et la détection de *Dolomedes plantarius* (Duffey, 2012 ; Lecigne, 2016). L'observateur relève la température et la vitesse du vent avec un thermomètre-anémomètre (Skywatch Xplorer 2), l'humidité du sol et de l'air avec un hygromètre (Soil Tester ST03) et la luminosité avec un luxmètre (Lux Light Meter), le tout pendant 30 secondes au niveau du sol. Plusieurs variables d'habitat ont également été relevées, telles que le recouvrement (%) en eau libre, sol nu et litière (déterminé visuellement), ainsi que celui de certains groupes floristiques caractéristiques **(Annexe II)**. La hauteur de la végétation a également été mesurée tous les 2 m, du début à la fin du transect (pour un total de huit relevés par transect), avec un bâton gradué (la hauteur prise en compte concerne la plante la plus haute touchant le bâton). Enfin, l'emplacement de la profondeur maximale de l'eau et de l'épaisseur maximale de la litière ont été évalués visuellement sur chaque transect et leurs valeurs ont été mesurées à l'aide d'un bâton gradué. Pour les relevés nocturnes, il est considéré que les différents recouvrements et la hauteur de la végétation ne varient pas par rapport aux relevés diurnes précédents (s'ils sont réalisés dans un délai maximal de 5 jours après les relevés diurnes). Ainsi, seules les conditions météorologiques seront relevées. La prospection nocturne se fait de manière identique à la prospection diurne, avec une lampe torche de poche pour éclairer le transect.

B) Protocole de prospection pour les pouponnières

Afin d'évaluer l'activité de reproduction de *Dolomedes plantarius*, un protocole complémentaire de recherche de pouponnières a été mis en place. Un nouvel échantillonnage systématique a été réalisé au travers de 60 transects indépendants, chacun mesurant 20 m de long et 6 m de large **(Fig. 6)**. Ces transects ont été répartis équitablement au sein des trois milieux d'intérêt

(20 transects par milieu). Chaque transect fait l'objet d'une prospection visuelle active d'une durée standardisée de 15 minutes, 2 fois dans la matinée (8h-13h), avec au moins 2h d'intervalle entre chaque passage. La recherche cible spécifiquement les toiles de nurserie, définies comme des structures soyeuses contenant un cocon et fixées à la végétation émergente **(Annexe III)**. Pour chaque pouponnière détectée, des informations relatives à sa position, son support végétal et à son état sont relevées, selon une fiche de terrain dédiée **(Annexe IV)**. La présence de jeunes, de la femelle gardienne ainsi que de son espèce est également relevée (l'espèce est déterminée de la même manière que précédemment). Les conditions météorologiques n'ont ici pas été relevées, les pouponnières étant des structures fixes dont la détectabilité est considérée comme indépendante des conditions du moment. Ce protocole permet de distinguer les processus d'occupation (présence d'individus) et de reproduction (présence de pouponnières), offrant ainsi une évaluation plus fine de la qualité fonctionnelle des habitats.

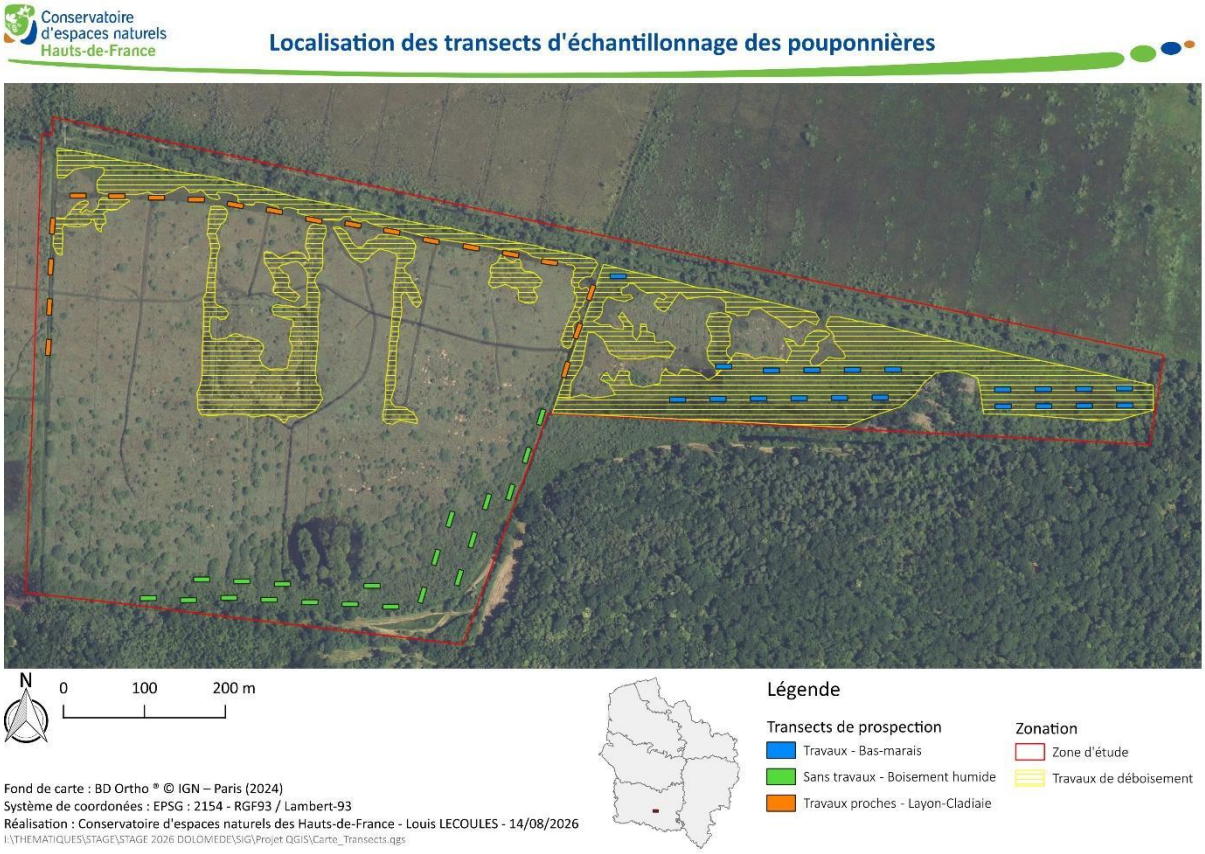


Figure 6 : Plan d'échantillonnage complet pour la prospection des pouponnières. La coloration des transects indique la zone échantillonnée considérée (vert : Boisement humide ; orange : Layon-Cladiaie ; bleu : Bas-marais).

C) Données antérieures et évaluation de la restauration

La réponse de la Dolomède à la restauration a été évaluée selon deux approches complémentaires, mobilisant des jeux de données distincts.

La première repose sur une comparaison temporelle de type Before-After-Impact (BAI), exploitant les données recueillies en 2022 dans la zone de cladiaie jeune, avant la réalisation des travaux de déboisement du secteur adjacent. Ces relevés, issus de Rendell (2022), ont été menés selon un protocole comparable (transects de 15 × 2 m, prospection visuelle active, passages répétés), permettant leur mise en correspondance avec les relevés de 2026. Treize transects sont communs aux

deux périodes (PT_02 à PT_14), deux transects supplémentaires (PT_01 et PT_15) n'ayant été prospectés qu'en 2026. La seconde approche repose sur une substitution espace-temps, exploitant les différents stades dynamiques de la végétation représentés par les trois milieux prospectés en 2026. Dans la série dynamique naturelle d'une tourbière alcaline, le bas-marais évolue vers la cladiaie puis vers le boisement sous l'effet de la fermeture du milieu. Les travaux de restauration visent à inverser cette dynamique : le boisement humide, non restauré, représente ainsi l'état dégradé de départ ; le bas-marais, issu du déboisement, correspond au stade rouvert récent ; la cladiaie jeune constitue un stade intermédiaire, ouvert et favorable à l'espèce. Ces trois milieux, coexistant actuellement, sont considérés comme représentatifs d'états successifs de la dynamique de restauration.

4. Analyses statistiques

L'ensemble des analyses a été réalisé sous R (version 4.4.1 ; R Core Team) à l'aide des packages FactoMineR et factoextra (analyses multivariées), vegan (PERMANOVA et test de dispersion), unmarked (modèles d'occupation à une saison), MuMIn et AICcmodavg (sélection et comparaison de modèles), lme4 (modèles mixtes), MASS et glmmTMB (modèles binomiaux négatifs et à excès de zéros), DescTools (tests de tendance de Cochran-Armitage et Jonckheere-Terpstra) et ggplot2 (rendus graphiques). Le seuil de significativité a été fixé à $\alpha = 0,05$.

En raison d'un nombre insuffisant de données, *Dolomedes fimbriatus* a été écartée des analyses. Ces dernières portent donc uniquement sur *Dolomedes plantarius* et sur l'ensemble du genre *Dolomedes sp.*, correspondant aux individus qui n'ont pas pu être identifiés au niveau de l'espèce (individus sub-adultes). Les valeurs manquantes (défaut de matériel) ont été imputées par la moyenne du milieu correspondant afin de conserver l'ensemble des transects.

Pour l'ensemble des modèles linéaires généralisés, l'absence de surdispersion et l'adéquation des résidus ont été vérifiées à l'aide de résidus simulés (package DHARMa).

A) Caractérisation des milieux et sélection des variables

Une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisée afin de caractériser les différents milieux prospectés et d'identifier les gradients écologiques structurant leur discrimination. Les variables contribuant le plus fortement aux premiers axes retenus, et présentant une pertinence écologique pour l'espèce, ont été sélectionnées pour être intégrées aux modèles ultérieurs. Les variables corrélées entre elles ($|r| \geq 0,45$) en dehors d'une corrélation structurelle ont été écartées afin de limiter la redondance d'information et la colinéarité. Seules les variables des relevés diurnes ont été prises en compte dans l'ACP afin d'éviter le biais des conditions nocturnes présentes sur une minorité de transect. La distinction environnementale a été vérifiée par une PERMANOVA (999 permutations), l'homogénéité des dispersions multivariées étant vérifiée au préalable par un test de dispersion.

B) Taux d'occupation et de détection avec variables associées (H1, H2)

Des modèles d'occupation à une saison (*single-season occupancy models* ; MacKenzie et al., 2003 ; Palumbo et al., 2022) ont été ajustés à partir des historiques de détection/non-détection obtenus sur les différents transects, considérés comme réplicats spatiaux. Cette approche est particulièrement adaptée aux espèces discrètes, peu abondantes et à faible capacité de dispersion, pour lesquelles une non-détection ne traduit pas nécessairement une absence réelle : le protocole de passages répétés par transect permet ainsi de distinguer les absences réelles des non-détections et de corriger le biais lié à une détectabilité imparfaite.

Ces modèles reposent sur l'hypothèse de fermeture des sites, selon laquelle l'état d'occupation d'un transect reste constant au cours des passages répétés d'une même session. Ils estiment simultanément deux paramètres : la probabilité d'occupation (ψ), probabilité qu'un transect soit occupé par l'espèce, et la probabilité de détection (p), probabilité de détecter l'espèce lors d'un passage lorsqu'elle est présente.

Le taux d'occupation a d'abord été estimé par milieu. Pour tester si l'occupation différait entre milieux, un test du rapport de vraisemblance a comparé deux modèles : un modèle nul à détection et occupation constantes (~1 ~1) et un modèle où l'occupation dépend du milieu, à détection constante (~1 ~Site). Les covariables environnementales et météorologiques sélectionnées par l'ACP ont ensuite été intégrées afin d'identifier celles influençant significativement l'occupation et la détection. Les variables décrivant la structure de l'habitat ont été considérées comme constantes au cours d'une session, tandis que les variables météorologiques pouvaient varier entre passages. La sélection reposait sur le critère d'information d'Akaike corrigé pour les faibles effectifs (AICc), les modèles à $\Delta AICc < 2$ étant considérés comme équivalents et le plus parcimonieux étant alors retenu. L'importance relative de chaque variable a été évaluée par la somme de ses poids d'Akaike.

En complément, et afin de disposer d'une approche robuste sur les faibles effectifs, des modèles linéaires généralisés (GLM) ont été ajustés sur les données de présence/absence (loi binomiale) et d'abondance (loi de Poisson) en fonction des mêmes variables. Lorsque les conditions d'application du GLM de Poisson n'étaient pas respectées (surdispersion, excès de zéros, points aberrants), un GLM binomial négatif ou un modèle à excès de zéros (ZIP) était ajusté selon la condition non respectée. La convergence des résultats issus des modèles d'occupation et des GLM permet d'évaluer la robustesse des relations mises en évidence.

C) Comparaison entre détection diurne et nocturne (H4)

La probabilité de détection de *Dolomedes sp.* et *Dolomedes plantarius* a été comparée entre passages diurnes et nocturnes à l'aide d'un modèle d'occupation intégrant le moment de la journée comme variable de détection. Cette analyse a été restreinte aux transects ayant fait l'objet de prospections nocturnes. Le modèle intégrant l'effet du moment (p ~ moment) a été comparé au modèle à détection constante (p ~ 1) par l'AICc. Le nombre de prospection inégal entre le jour (3 prospections) et la nuit (2 prospections) est pris en charge par le modèle d'occupation.

D) Réponse à la restauration (H1, H2)

La réponse de la Dolomède le long du gradient de la dynamique de restauration (Boisement humide → Bas-marais → Cladiaie jeune) a été analysée selon une approche de substitution espace-temps, chaque stade représentant une étape de la réouverture progressive du milieu. La tendance de la présence le long de ce gradient ordonné a été évaluée par le test de tendance de Cochran-Armitage, et celle de l'abondance par le test de Jonckheere-Terpstra. Ces tests ont été complétés par des GLM (binomial pour la présence, de Poisson pour l'abondance) intégrant la position dans le gradient comme variable explicative.

L'effet des travaux de restauration a été évalué sur la zone de cladiaie jeune, seule zone disposant de données antérieures aux travaux (trois sessions de prospection en 2022, comparées à une session en 2026). Des modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM) ont été ajustés sur la présence (loi binomiale) et l'abondance (loi de Poisson), avec la période (avant/après) comme effet fixe et l'identité du transect comme effet aléatoire, afin de tenir compte de la non-indépendance des relevés répétés sur les mêmes transects. Afin de neutraliser la différence de protocole entre les deux

périodes, les analyses ont été restreintes aux passages diurnes et l'abondance a été résumée par le maximum d'individus observé par session.

E) Activité de reproduction et lien avec la présence adulte (H3)

L'influence du milieu sur l'activité de reproduction a été testée à partir du nombre de nurseries (pouponnières) recensées par transect. La distribution du nombre de nurseries entre milieux a été comparée par un test de Kruskal-Wallis, complété par des comparaisons deux à deux (test de Wilcoxon avec correction de Bonferroni) afin d'identifier les milieux différant significativement. Le boisement humide, dépourvu de toute pouponnière, a généré une séparation complète empêchant l'ajustement d'un modèle de Poisson ; il a donc été exclu de la modélisation, et un modèle linéaire généralisé à distribution binomiale négative a été ajusté sur les deux autres milieux, ce choix étant justifié par la surdispersion résiduelle observée pour les modèles de Poisson et quasi-Poisson.

La concordance entre densité d'adultes et densité de nurseries par milieu a été examinée afin de déterminer si les milieux occupés par les adultes correspondent aux milieux de reproduction effective, sous l'hypothèse que les pouponnières trouvées appartenaient à l'espèce considérée. Les transects d'inventaire des adultes et de recherche des nurseries étant distincts, cette comparaison n'a pu faire l'objet d'un test statistique et repose sur une analyse descriptive au niveau des milieux.

Enfin, un test du chi^2 d'ajustement a été réalisé pour déterminer si les pouponnières étaient réparties uniformément sur les différents supports végétaux présents. Un modèle linéaire (lm) a ensuite été ajusté sur les données de hauteur des toiles de pouponnières en fonction de la hauteur de la végétation support afin de déterminer si cette-dernière influençait la fixation des nurseries.

III – Résultats

1. Caractérisation des milieux

Une première ACP incluant l'ensemble des variables a révélé une forte corrélation entre la hauteur et le recouvrement des ligneux (r = 0,95). La hauteur des ligneux a donc été retirée afin de limiter la redondance d'information, sans affecter la structure de l'analyse. Trois axes ont été retenus sur la base d'une variance expliquée cumulée jugée satisfaisante (respectivement 24,7 %, 21,2 % et 13,9 %, soit 59,8 % au total).

Les cercles de corrélation **(Fig. 7)** présentent les dimensions d'intérêt de l'ACP. La dimension 1 (Dim1) oppose les milieux ouverts et fermés : elle met en évidence une corrélation négative entre le recouvrement en ligneux (contribution : 11,5 %) et le recouvrement en jonc (8,9 %), cladium (7,4 %) et roseau (7,7 %). La dimension 2 (Dim2) oppose les milieux humides et secs : elle associe la proportion de transect et de végétation au sec (toutes deux à 14,9 %) et une température plus élevée (4,2 %), ces variables étant opposées à une proportion de transect en eau et une humidité du sol élevée (14,9 % et 10,6 %). Enfin, la dimension 3 (13,9 %) traduit une variabilité intra-milieu liée à l'exposition : elle associe la luminosité et la distance au layon principal (9,2 % et 15,5 %), en opposition avec la proportion de sol nu en eau (10,2 %).

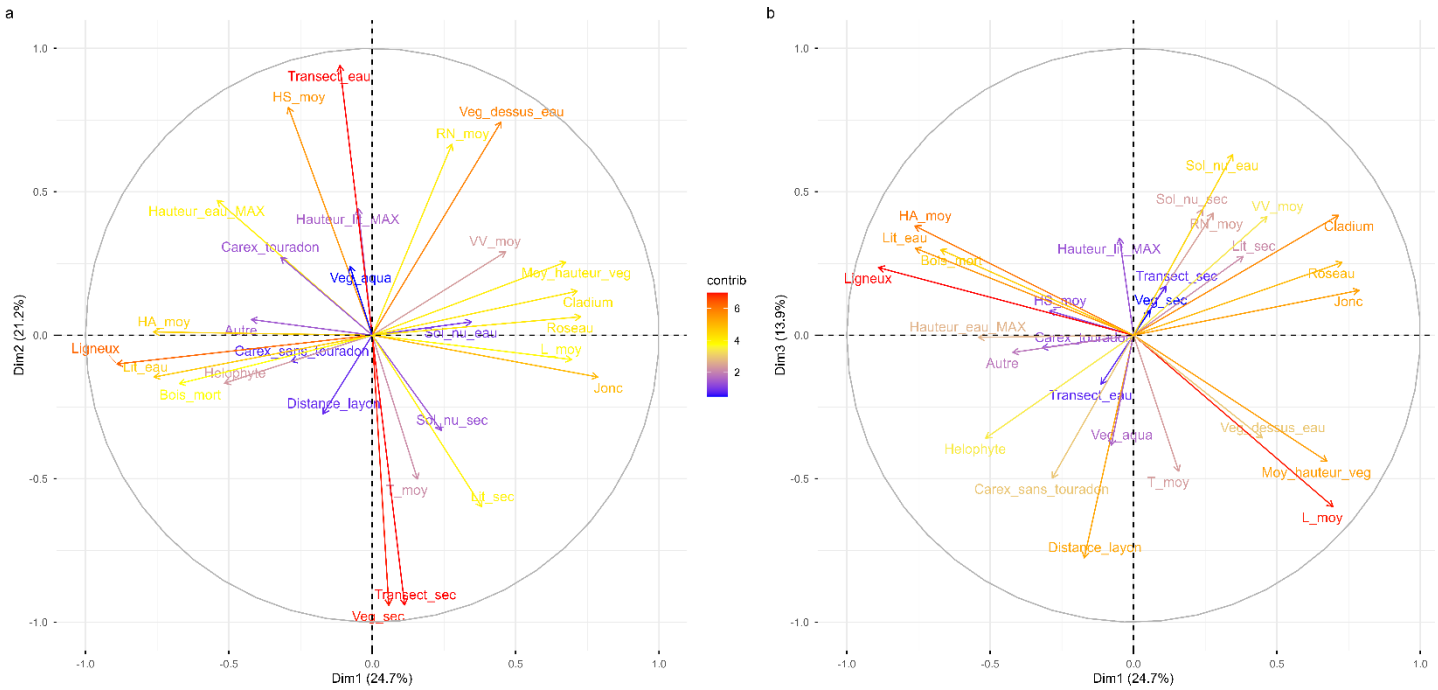


Figure 7 : Cercles de corrélation de l'ACP représentant la projection des variables environnementales sur les plans factoriels : (a) Dim1 × Dim2 et (b) Dim1 × Dim3. La couleur des vecteurs traduit la contribution de chaque variable aux axes.

La projection des individus (transects) sur le plan de l'ACP a permis de mettre en évidence 3 groupes distincts correspondant aux 3 habitats de prospection **(Fig. 8)**. Les trois milieux se distinguent significativement dans l'espace des variables environnementales (PERMANOVA : $F_{2,42}$ = 10,25 ; R^2 = 0,33 ; valeur-p = 0,001), le milieu expliquant un tiers de la variance environnementale totale. L'homogénéité des dispersions entre milieux (PERMDISP : valeur-p = 0,27) confirme que cette distinction reflète des différences de position (composition) et non de dispersion interne entre milieux.

Le milieu "Boisement humide" est associé à une forte proportion de ligneux et de bois mort, et une proportion assez élevée de carex touradon et d'hélophyte. La hauteur d'eau et l'humidité de l'air y sont aussi plus élevées, tandis que la luminosité y est plus faible. Aucun transect ne présente de position atypique au sein de ce groupe. Le milieu "Bas-marais" occupe une position intermédiaire sur Dim1 mais se distingue sur Dim2 par des valeurs plus faibles, l'associant à des conditions relativement plus sèches et chaudes (proportions de transect, de végétation et de sol secs plus élevées, température plus élevée) et à un éloignement plus important au layon principal. Deux transects (23 et 24) présentent des positions extrêmes sur cet axe. Enfin, le milieu "Layon-Cladiaie" est caractérisé par une hauteur élevée de végétation, constituée principalement de jonc, de roseau et de cladium, se développant majoritairement au-dessus de l'eau. Le vent y est globalement plus rapide.

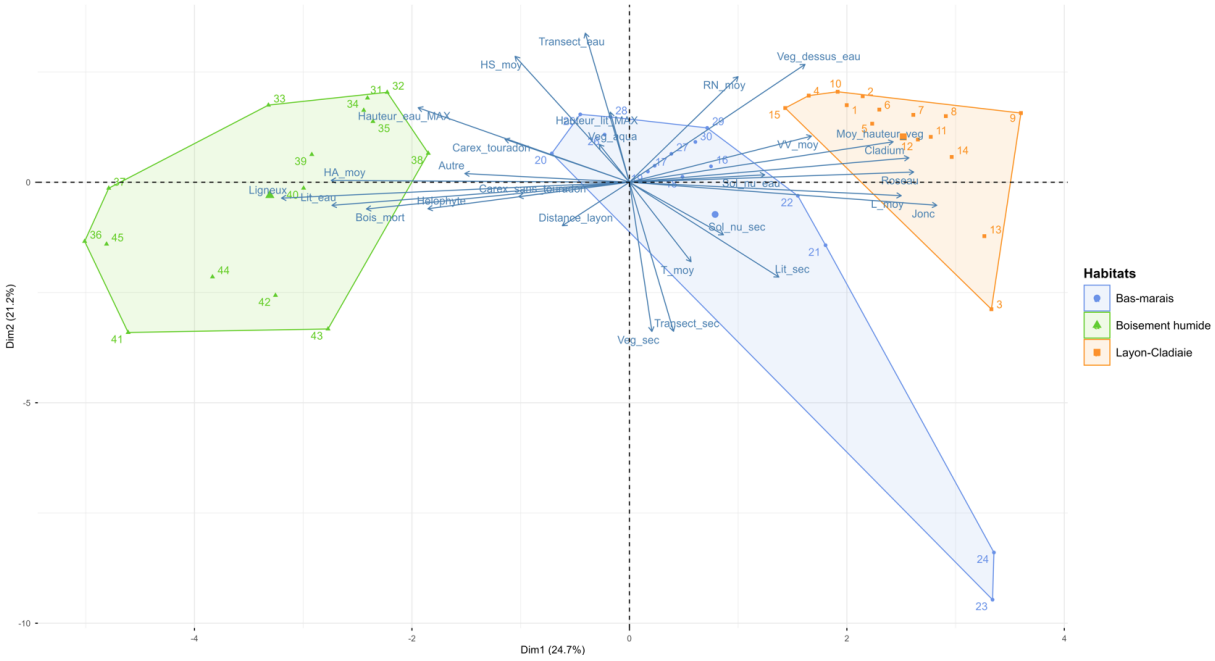


Figure 8 : Projection des transects sur le plan factoriel Dim1 × Dim2 de l'ACP, colorés selon le milieu d'appartenance. Les ellipses délimitent les trois groupes d'habitats (Boisement humide, Bas-marais, Layon-Cladiaie).

2. Taux de détection et d'occupation

Le test de vraisemblance ne met pas en évidence d'effet significatif du milieu sur le taux d'occupation (*D. sp.* : LRT = 3,58 ; df = 2 ; valeur-p = 0,167 ; *D. plantarius* : LRT = 5,45 ; df = 2 ; valeur-p = 0,066). Le **Tableau 1** présente le taux d'occupation selon l'espèce et selon le milieu. Le taux d'occupation de *D. sp.* est le plus élevé en bas-marais (ψ = 0,877), intermédiaire en cladiaie jeune (ψ = 0,703) et le plus faible en boisement (ψ = 0,390). *D. plantarius* présente des taux comparables en bas-marais (ψ = 0,377) et en cladiaie jeune (ψ = 0,372), mais une absence totale en boisement (ψ = 0). La probabilité de détection moyenne, estimée constante entre milieux, s'établit à 0,319 [0,207 ; 0,457] pour *D.* sp. et à 0,223 [0,082 ; 0,481] pour *D. plantarius*. Un modèle autorisant la détection à varier selon l'habitat ne met en évidence aucune différence significative pour *D.* sp. (valeur-p > 0,28), et n'est pas estimable pour *D. plantarius* en raison de l'absence totale de détection en boisement.

Tableau 1 : Taux d'occupation par espèce et par milieu. Les marges d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %. L'intervalle de *Dolomedes plantarius* en boisement (ψ = 0) n'est pas estimable en raison de l'absence totale de détection.

Milieu	*Dolomedes sp.*	*Dolomedes plantarius*
Boisement humide	0,390 [0,132 ; 0,729]	0 (non estimable)
Bas-marais	0,877 [0,119 ; 0,997]	0,377 [0,078 ; 0,812]
Layon-Cladiaie	0,703 [0,347 ; 0,913]	0,372 [0,110 ; 0,740]

Pour *D. sp.*, le meilleur modèle de détection prend en compte la température et l'humidité du sol comme variables de détection (df = 6 ; AICc = 166). La variable influençant davantage positivement le taux de détection est l'humidité du sol (poids de 0,85), la température l'influence dans une moindre mesure (poids de 0,56) mais seule cette dernière explique significativement la détectabilité (valeur-p = 0,035 contre une valeur-p = 0,87). La probabilité de détection serait maximale (p-max = 0,305) à une

humidité du sol de 100 % **(Fig. 9a)** et optimale pour des températures comprises entre 33 et 36 °C **(Fig. 9b)**.

Pour *D. plantarius*, le meilleur modèle (df = 6 ; AICc = 67,3) prend en compte la température et la vitesse du vent, toutes deux influençant négativement la probabilité de détection. Cependant, le modèle le plus parcimonieux ne prend en compte que la vitesse du vent (df = 5 ; AICc = 68 ; ΔAIC = 0,65) et cette variable explique significativement la détectabilité de *D. plantarius* (valeur-p = 0,043). Le vent influence le plus la détectabilité (poids de 0,87) comparé à la température (0,33). La probabilité de détection serait optimale dans une gamme de température comprise entre 10 et 13 °C (p-max = 0,251 ; **Fig. 9c**) et dans une gamme de vitesse de vent comprise entre 0 et 0,2 m/s (p-max = 0,285 ; **Fig. 9d**).

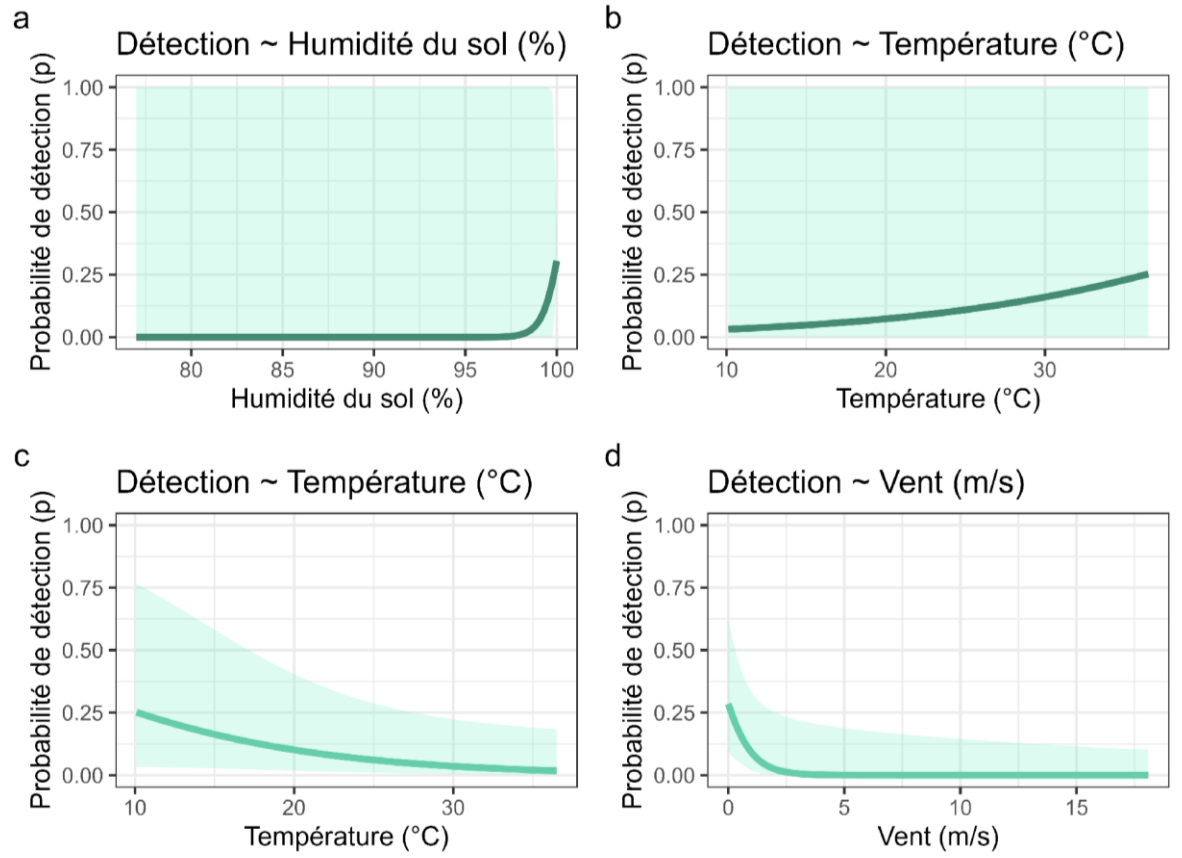


Figure 9 : Probabilité de détection (p) prédite par les covariables de plus fort poids AICc : (a) humidité du sol et (b) température pour *Dolomedes* sp. ; (c) température et (d) vitesse du vent pour *Dolomedes plantarius*. Les zones ombrées représentent l'intervalle de confiance à 95 %.

Pour *D. sp.*, le meilleur modèle d'occupation prend en compte la proportion de transect en eau comme variable principale (df = 3 ; AICc = 130,9) mais cette variable n'a pas d'effet significatif (valeur-p = 0,115) malgré un poids relativement élevé (0,74). La probabilité d'occupation serait maximale (ψ-max = 0,626) pour un transect 100% en eau **(Fig. 10a)**.

Pour *D. plantarius*, le meilleur modèle (df = 3 ; AICc = 42,5) prend en compte la distance au layon principal comme variable d'occupation, avec cependant un effet non significatif (valeur-p = 0,075). La probabilité d'occupation serait optimale à des distances comprises entre 532 et 620 m (ψ-max = 0,661 ; **Fig. 10b**).

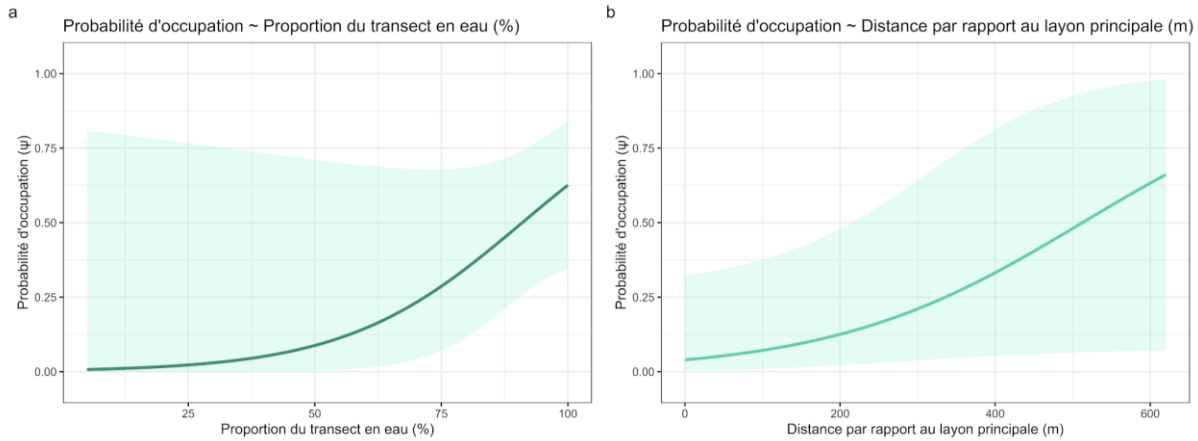


Figure 10 : Probabilité d'occupation (ψ) prédite par les covariables de plus fort poids AICc : (a) proportion de transect en eau pour *Dolomedes sp.* ; (b) distance au layon principal pour *Dolomedes plantarius.* Les zones ombrées représentent l'intervalle de confiance à 95 %.

En complément des modèles d'occupation, des GLM sur les données brutes de présence et d'abondance ont permis de préciser l'influence des variables environnementales. Pour *D. sp.*, le meilleur modèle expliquant la présence comprend les variables de température et de proportion du transect en eau (df = 3 ; AICc = 56,5 ; poids = 0,385). Ces deux variables expliquent positivement et significativement sa présence (respectivement valeur-p = 0,024 et valeur-p = 0,049 ; **Fig. 11a** et **11b**). L'abondance est quant à elle expliquée significativement uniquement par la température (valeur-p = 0,017 ; **Fig. 12a**).

Pour *D. plantarius*, le modèle le plus parcimonieux expliquant sa présence comprend uniquement la distance au layon principal comme variable (df = 2 ; AICc = 26,5 ; ΔAIC = 0,92 ; poids = 0,184) avec un effet significatif et positif de celle-ci (valeur-p = 0,037 ; **Fig. 11c**). Son abondance est également expliquée significativement par cette variable (valeur-p = 0,011 ; **Fig. 12b**).

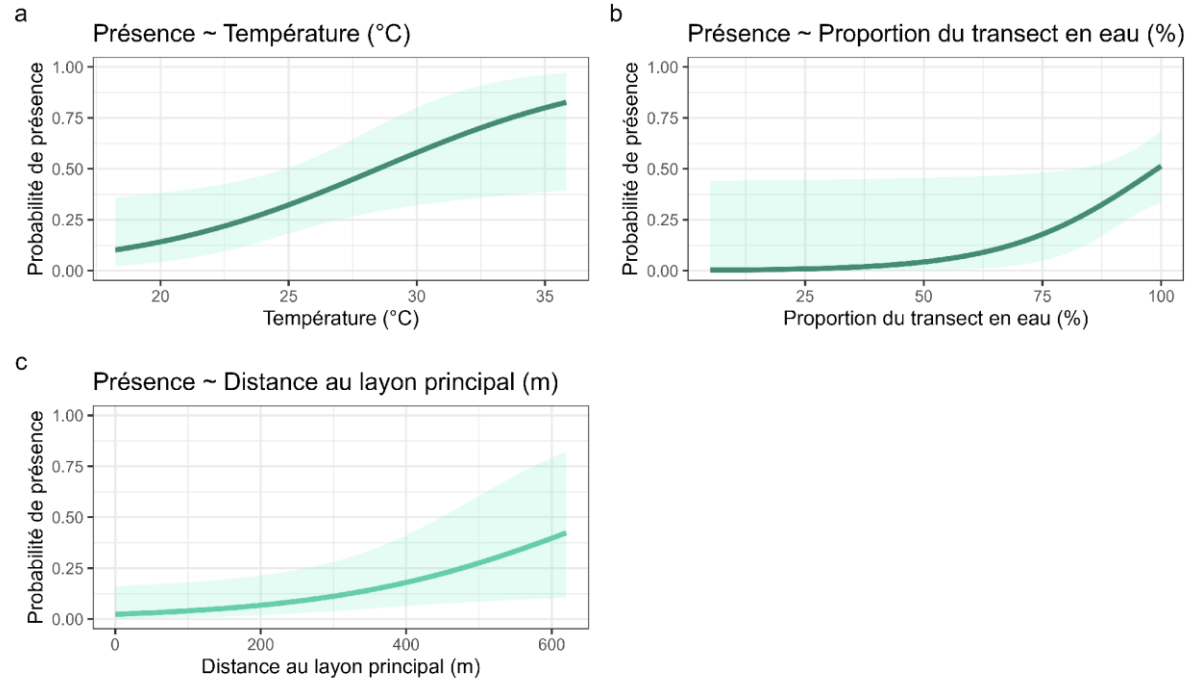


Figure 11 : Probabilité de présence de *Dolomedes sp.* en fonction de la température (a) et de la proportion de transect en eau (b), et de *Dolomedes plantarius* en fonction de la distance au layon principal (c). Les zones ombrées représentent l'intervalle de confiance à 95 %.

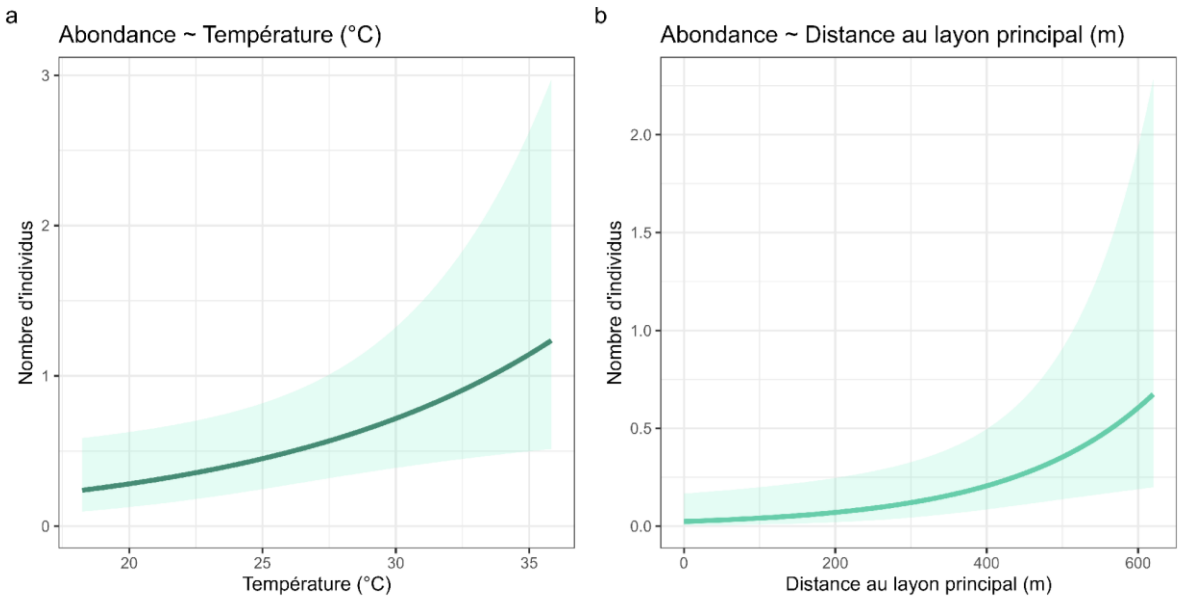


Figure 12 : Abondance de *Dolomedes sp.* en fonction de la température (a) et de *Dolomedes plantarius* en fonction de la distance au layon principal (b). Les zones ombrées représentent l'intervalle de confiance à 95 %.

3. Détection diurne et nocturne

Les modèles d'occupation suggèrent une détection plus élevée la nuit que le jour pour *D. sp.*, sans que cette différence ne soit significative (valeur-p = 0,23 ; **Tab. 2**). En revanche, la différence de détection pour *D. plantarius* est significative entre le jour et la nuit (valeur-p = 0,036) avec un taux de détection de 0,495 la nuit et 0,066 le jour **(Tab. 2)**.

Tableau 2 : Probabilité de détection diurne et nocturne de *Dolomedes* sp. et *Dolomedes plantarius* en cladiaie jeune. Les marges d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %.

Espèce	Jour	Nuit	Valeur-p
Dolomedes sp.	0,204 [0,087 ; 0,408]	0,350 [0,154 ; 0,613]	0,23
Dolomedes plantarius	0,066 [0,008 ; 0,379]	0,495 [0,136 ; 0,859]	0,036

4. Réponse à la restauration

Pour *D. sp.*, le test de Cochran-Armitage met en évidence une tendance non significative à l'augmentation de la présence le long du gradient de restauration (valeur-p = 0,068 ; **Fig. 13**), de même que le test de Jonckheere-Terpstra pour l'abondance (valeur-p = 0,086 ; **Fig. 14**). Les GLM complémentaires vont dans le même sens, sans atteindre la significativité (présence : valeur-p = 0,073 ; abondance : valeur-p = 0,15).

Pour *D. plantarius*, le test de Cochran-Armitage met en évidence une augmentation significative de la présence le long du gradient (valeur-p = 0,044 ; **Fig. 13**), l'espèce étant absente du boisement et de plus en plus présente vers la cladiaie. La tendance de l'abondance suit le même sens sans atteindre la significativité (Jonckheere-Terpstra : valeur-p = 0,078 ; **Fig. 14** ; GLM abondance : valeur-p = 0,10 ; GLM présence : valeur-p = 0,063).

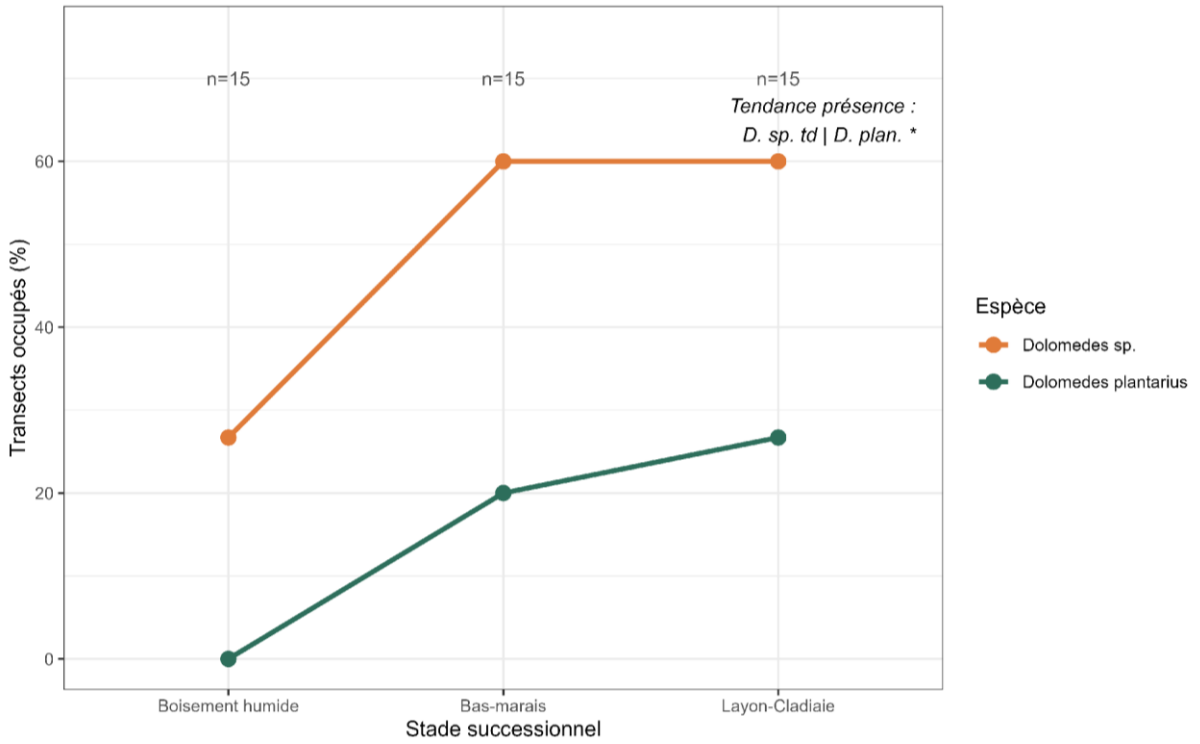


Figure 13 : Proportion de transects occupés le long du gradient de restauration (Boisement → Bas-marais → Cladiaie jeune) pour *Dolomedes sp.* et *Dolomedes plantarius* (td : tendance, valeur-p < 0,1 ; * : valeur-p < 0,05).

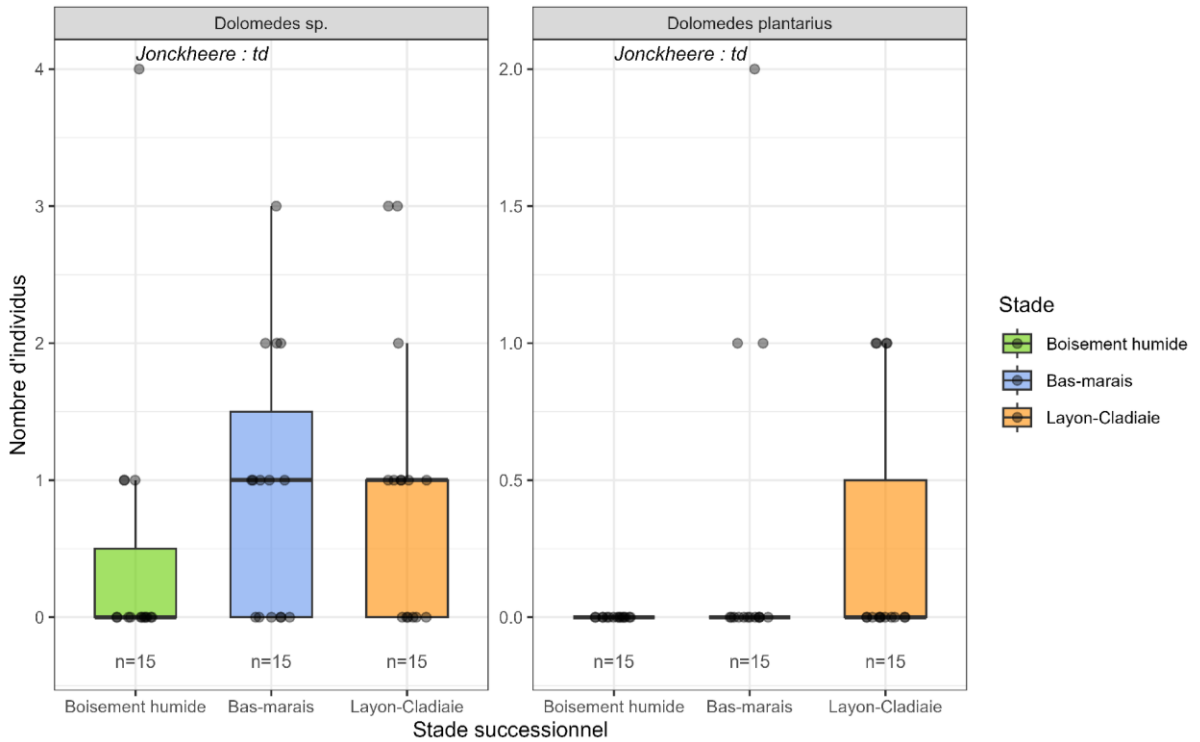


Figure 14 : Abondance le long du gradient de restauration (Boisement → Bas-marais → Cladiaie jeune) pour *Dolomedes sp.* et *Dolomedes plantarius* (td : tendance, valeur-p < 0,1).

L'effet des travaux a été évalué par des modèles mixtes (GLMM), retenus pour les deux espèces en raison d'une variance non nulle de l'effet aléatoire 'transect'. Pour *Dolomedes sp.*, les travaux ont un effet positif significatif : la probabilité de présence (GLMM : valeur-p = 0,035) et l'abondance (GLMM : valeur-p < 0,001) augmentent significativement après travaux, passant

respectivement de 8 % à 33 % et de 0,1 à 0,93 individus en moyenne (**Tab. 3**). Cet effet de la période domine celui des covariables environnementales. Pour *D. plantarius*, aucun effet significatif de la période n'est mis en évidence, ni sur la présence (GLMM : valeur-p = 0,91), ni sur l'abondance (GLMM : valeur-p = 0,91 **; Tab. 3**).

Tableau 3 : Présence et abondance de *Dolomedes* sp. et *Dolomedes plantarius* avant et après travaux (GLMM, effet aléatoire « transect »). OR : odds-ratio Après/Avant. n = 39 relevés avant, 15 après.

Espèce	Réponse	Avant	Après	Effet	Valeur-p
Dolomedes sp.	Présence	7,7 %	33 %	OR = 7,81	0,035
Dolomedes sp.	Abondance	0,10	0,93	x 9,08	< 0,001
Dolomedes plantarius	Présence	7,7 %	6,7 %	OR = 0,87	0,913
Dolomedes plantarius	Abondance	0,08	0,07	x 0,88	0,915

5. Activité de reproduction

Le nombre de pouponnières par transect diffère très significativement entre les trois milieux (Kruskal-Wallis : χ^2 = 36,36, df = 2, valeur-p < 0,005), avec une taille d'effet très élevée (ε^2 = 0,66) indiquant que le milieu explique une part majeure de la variabilité observée. Les comparaisons par paires révèlent que le bas-marais se distingue significativement du boisement humide (valeur-p < 0,005) et du layon- -cladiaie (valeur-p < 0,005), tandis que ces deux derniers ne diffèrent pas entre eux (valeur-p = 0,32). Avec 59 des 61 pouponnières recensées, le bas-marais concentre la quasi-totalité de l'effort de reproduction observé **(Fig. 15)**.

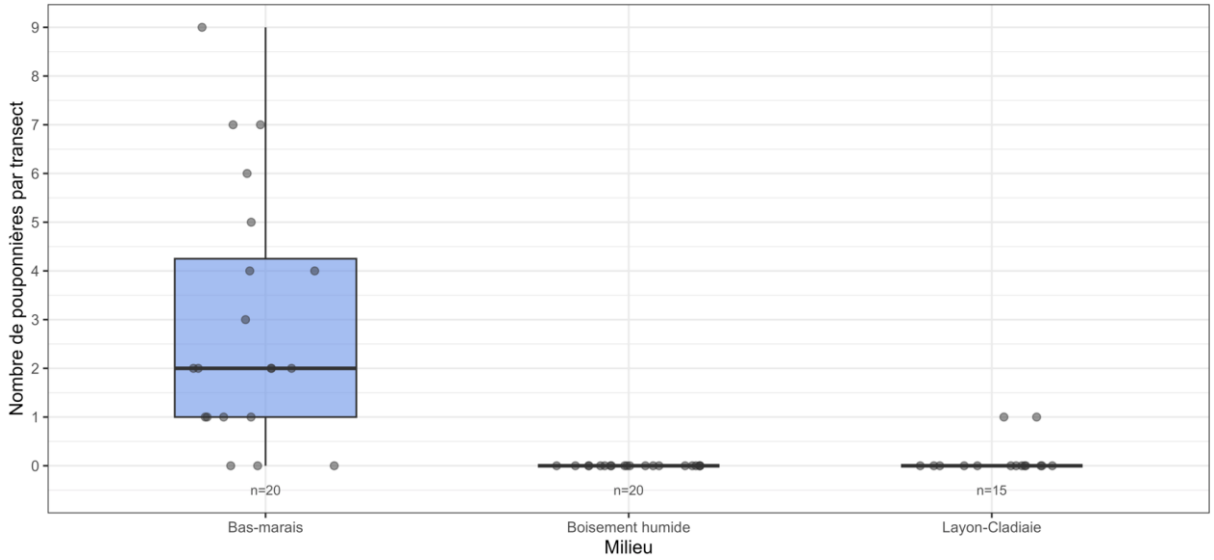


Figure 15 : Nombre de pouponnières par transect selon le milieu. Chaque point représente un transect.

Le GLM binomial négatif confirme que le nombre de pouponnières diffère très significativement entre milieux. Le bas-marais abrite en moyenne 2,95 pouponnières par transect [IC 95% : 1,99–4,36], contre 0,13 pour le layon-cladiaie [IC 95% : 0,03–0,56], soit un rapport d'environ 22 pour 1 (rapport de taux = 0,045 [0,010–0,199] ; p < 0,001). Le boisement humide, dépourvu de toute pouponnière, a été exclu de ce modèle (absence totale empêchant l'estimation). La comparaison entre l'occupation des adultes et le nombre de pouponnières par milieu révèle une concordance pour *D. sp.* : bien que l'espèce occupe les trois milieux (surtout bas-marais et cladiaie jeune), c'est en bas-marais, où son occupation est plus élevée, que se concentrent les pouponnières (**Fig. 16a** et **Fig. 16c**). Pour *D.*

plantarius, dont l'occupation est comparable entre bas-marais et cladiaie jeune, les pouponnières sont néanmoins bien plus nombreuses en bas-marais (**Fig. 16b** et **Fig. 16c**), suggérant une discordance entre présence et reproduction effective en cladiaie jeune.

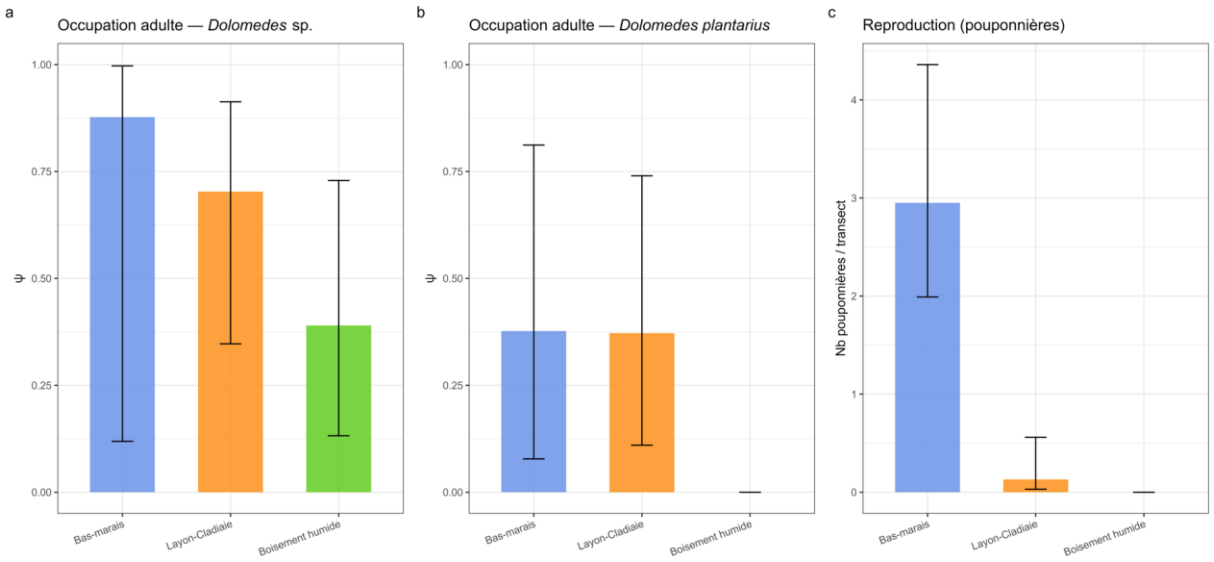


Figure 16 : Comparaison entre l'occupation des adultes et le nombre de pouponnières selon le milieu.

Le test du chi^2 d'ajustement met en évidence que les pouponnières ne sont pas réparties uniformément entre les différents supports végétaux (X^2 = 207,93 ; df = 16 ; valeur-p < 0,001). En effet, la grande majorité des pouponnières se trouve sur *Carex sp.* sans touradon (43% des pouponnières) ou *Carex sp.* en touradon (26%), parfois mélangées à une autre espèce (jonc et autres hélophytes surtout ; **Fig. 17**).

La hauteur de fixation de la pouponnière varie de 64,5 cm à 71,3 cm selon le support végétal (parmi ceux ayant accueilli plus de 3 pouponnières ; **Fig. 18a**), avec une moyenne de hauteur globale de 69,3 cm **(Fig. 18b)**. Un modèle linéaire confirme que la hauteur de fixation de la pouponnière augmente significativement avec la hauteur de la végétation support (R^2 = 0,5025 ; valeur-p < 0,001).

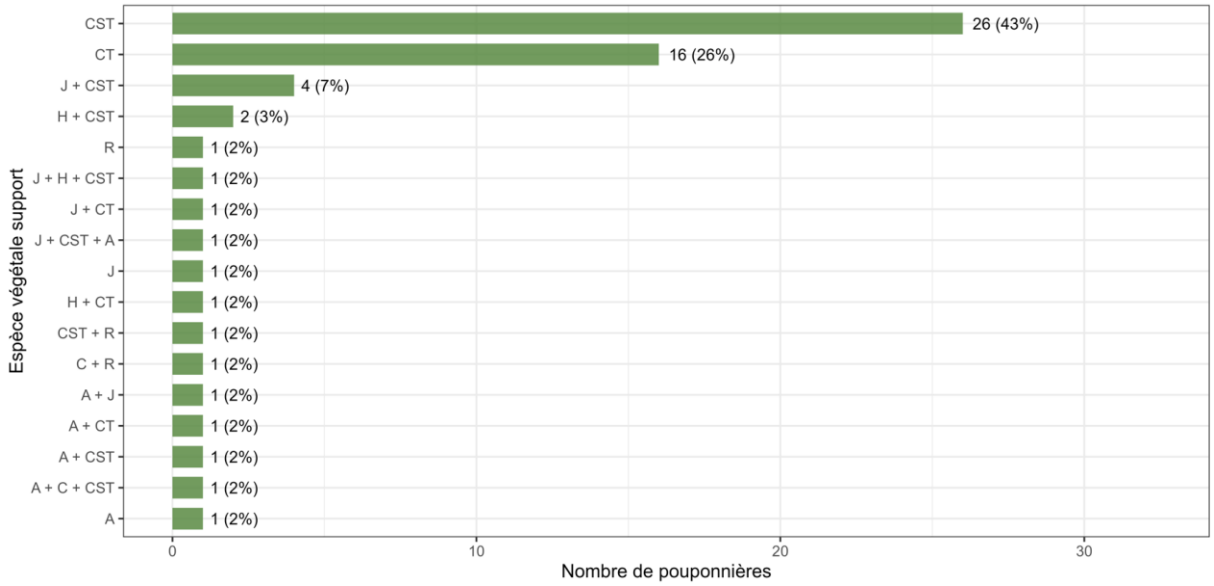


Figure 17 : Supports végétaux utilisés pour le maintien des pouponnières (CST : *Carex* sans touradon ; CT : *Carex* touradon ; J : Jonc ; H : Hélophyte ; R : Roseau ; A : Autre (menthe aquatique ou fougère des marais)) (n = 61 pouponnières).

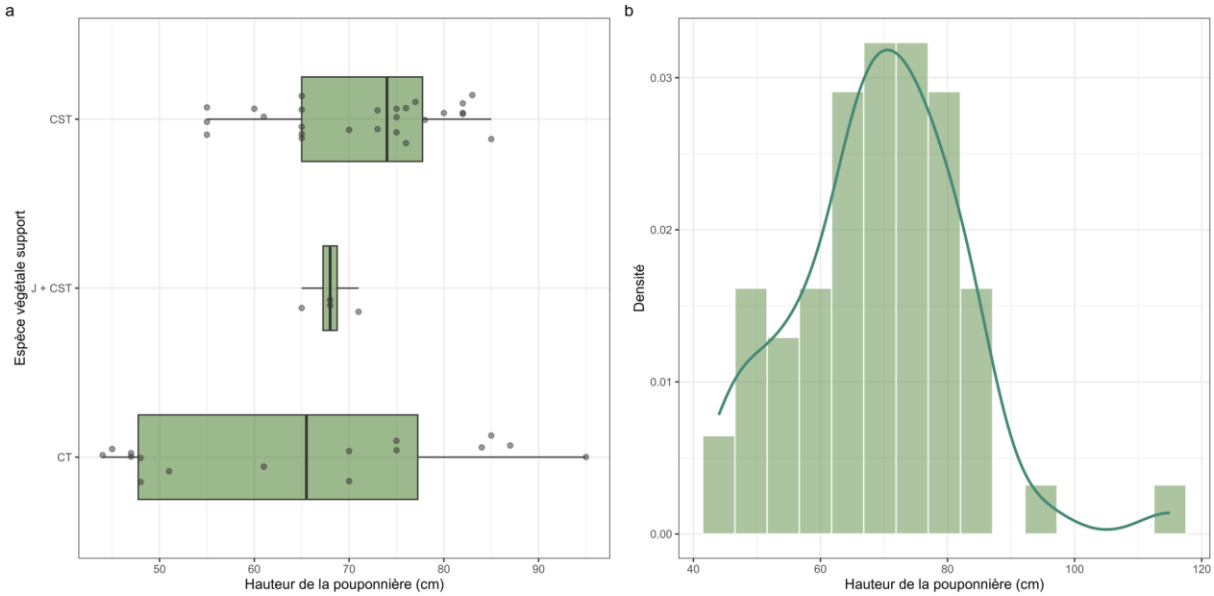


Figure 18 : (a) Hauteur des pouponnières selon le support végétal considéré (CST : *Carex* sans touradon ; CT : *Carex* touradon ; J : Jonc) et (b) Distribution de la hauteur des pouponnières.

IV – Discussion

1. Occupation, détection et recolonisation

La première hypothèse selon laquelle l'occupation de la Dolomède des roseaux serait plus faible voire nulle en boisement, comparé aux autres milieux, n'est pas validée. En effet, même si la proportion d'individus trouvés dans les boisements humides était visuellement plus faible, aucune différence statistique n'a été démontrée, tant pour *Dolomedes plantarius* que pour le genre *Dolomedes sp.* Cette observation peut être due au faible effectif de transect par milieu (n = 15 transects par milieu) et à la période de forte chaleur qu'a connu l'été 2026. Les résultats présentés ont conclu à un effet positif de la température sur la présence et l'abondance du genre *Dolomedes*. Plus celle-ci est élevée et plus la probabilité de présence ainsi que l'abondance augmentent, ce qui contredit les études précédentes (Cheyrezy et al., 2025 ; Gazaix et al., 2025) ainsi que l'observation faite pour *Dolomedes plantarius* (effet négatif de la température). Cette divergence apparente entre les deux taxons pourrait relever en partie de la moindre robustesse des modèles pour *D. plantarius*, dont le faible nombre de détections limite la fiabilité de l'estimation de l'effet thermique. On aurait ici plus un effet de la période d'échantillonnage qu'un véritable effet de la température, les individus étant contraints de sortir pour se nourrir et se reproduire, même sous forte chaleur. Plusieurs études ont mis en lumière l'impact de la température sur le comportement des araignées, surtout des araignées tisseuses. Certaines espèces peuvent répondre à l'augmentation de température par une hausse de leur activité de chasse et de leur agressivité (Pruitt et al., 2011) tandis que d'autres espèces vont fuir les zones chaudes pour trouver un site plus frais (Malmos et al., 2021). D'autres espèces adoptent quant à elles une activité bimodale aux moments de la journée les plus frais (matin et soir) (Riechert et Tracy, 1975) afin d'éviter les risques de surchauffe. Les fortes chaleurs de l'été 2026 ont également asséché une partie des Marais de Sacy. Seule la zone sud des bas-marais ainsi que la zone de boisement sont restées de manière quasi-permanente en eau. Or, la présence d'eau libre toute l'année est nécessaire au cycle de vie de la Dolomède (Helsdingen, 1993 ; Smith, 2000). L'assèchement, même temporaire, peut conduire à une extinction locale d'une population (Duffey, 2012 ; Helsdingen, 1993 ; Smith, 2011). Nos résultats ont montré que l'occupation et la présence de *Dolomedes sp.* dépendaient fortement de la proportion

d'eau libre, ce qui corrobore les études citées précédemment. Les résultats ont également mis en lumière que la probabilité d'occupation de l'espèce était plus élevée à mesure que celle-ci s'éloigne du layon principal. Ce layon principal correspond à la zone où la Dolomède était observée avant les travaux de restauration de 2022, une sorte de population d'origine. Le fait que l'occupation soit plus élevée à mesure que l'on s'éloigne du layon est plutôt bon signe concernant la capacité de colonisation et de dispersion des individus du site. On sait que la recolonisation de milieux favorable par l'espèce peut prendre plusieurs années (Smith, 2010 ; Smith, 2007), notamment à cause de sa capacité de dispersion limitée (Lecigne, 2016 ; Milano et al., 2022). Nos résultats mettent en évidence une tendance positive de la présence de *Dolomedes plantarius* le long du gradient de restauration et un effet positif des travaux sur la présence et l'abondance du genre *Dolomedes*. Les travaux de restauration, induisant la coupe de ligneux et l'amélioration des conditions hydro-écologiques, ont donc permis une recolonisation des zones favorables ouvertes, validant partiellement notre deuxième hypothèse. La présence du genre *Dolomedes* a toutefois été confirmée en zone boisée (l'espèce n'a pas pu être confirmée, les individus trouvés étant tous sub-adultes). On sait que *D. plantarius* fuit les zones ombragées par les ligneux, la probabilité de présence de l'espèce étant maximale lorsque le recouvrement ligneux est compris entre 0 et 20 % (Cheyrezy et al., 2025). Elle peut cependant être présente en bordure des zones boisées si celles-ci sont suffisamment exposées au soleil (Helsdingen, 1993). La présence de la Dolomède en boisement pourrait être expliquée par le fait que ce soit l'espèce *Dolomedes fimbriatus*, qualifiée de semi-ombrophile et tolérant bien les milieux forestiers clairs (Helsdingen, 1993 ; Loria et al. 2024) mais aussi par la dispersion (in)volontaire de jeunes individus vers des zones plus fraiches et plus en eaux, nécessaire à leur survie et à leur développement.

2. Détection nocturne

La quatrième hypothèse selon laquelle la détection de nuit serait meilleure pour *Dolomedes plantarius* est validée. Nos résultats ont en effet démontré que le taux de détection nocturne était plus élevé pour cette espèce par rapport au taux de détection diurne. L'effet de la période de prospection n'est cependant pas à négliger. En effet, les fortes chaleurs impactent négativement la détectabilité de l'espèce, cette dernière étant optimale lors des nuits douces (10-13 °C). *D. plantarius* pourrait donc, comme d'autres espèces durant les périodes de forte chaleur, préférer se déplacer de nuit pour éviter la surchauffe (Riechert et Tracy, 1975). Cependant, bien que le genre *Dolomedes* soit souvent perçu comme principalement nocturne dans les études de rythme circadien en laboratoire (Mah et al., 2020 ; Suter et Benson, 2014 ; Yu et al., 2024), *D. plantarius* est considérée comme une espèce fortement héliophile. Elle privilégie les milieux ouverts et bien exposés pour s'exposer directement au soleil (comportement de "basking") afin de se réchauffer (Duffey, 2012 ; Gallon, 2007). Comme la plupart des araignées, elle n'est jamais strictement nocturne ou diurne (Suter et Benson, 2014). Ses rythmes d'activité peuvent être une stratégie défensive pour éviter les prédateurs visuels diurnes (oiseaux, guêpes) ou pour synchroniser sa chasse avec l'abondance de ses proies, comme le font d'autres espèces d'araignées (Cloudsley – Thompson, 1995 ; Jones et al., 2011). Cette hypothèse pourrait expliquer les observations réalisées durant des études précédentes où des regroupements nocturnes de jeunes individus ont été observés dans des fossés en eau, zone qui pourrait correspondre à une zone refuge tout en servant de zone de transition entre deux habitats favorables (com. pers. Thomas Cheyrezy), corroborant des comportements observés sur des araignées orbitèles comme *Larinioides cornutus* (Jones et al., 2011). On peut aussi se poser la question de l'influence de la lune sur le comportement et l'activité de la Dolomède, les phases lunaires étant connues comme influençant l'activité de certains arthropodes comme les lépidoptères ou les diptères (Anderson et Poorbaugh, 1964 ; Southwood et Henderson, 2000). Quelques études sur d'autres espèces d'araignées

(*Leucorchestris arenicola,* espèce chasseuse des climats chauds) ont démontré une activité strictement nocturne, avec une activité plus importante lors de la nouvelle lune (Henschel, 2002 ; Nørgaard, 2006). Cependant, cette activité nocturne serait expliquée préférentiellement par un camouflage accru vis-à-vis des prédateurs chassant à vue et non pas par les températures plus faibles.

Il faut cependant rester critique vis-à-vis de ces résultats, la comparaison entre détection diurne et nocturne n'ayant été faite que sur une zone (cladiaie jeune), les observations peuvent difficilement être transposées aux autres zones, très différentes tant sur la végétation que sur les conditions hydriques.

3. Reproduction et viabilité de la population

Nos résultats ont montré une différence importante du nombre de pouponnières entre les 3 milieux échantillonnés, avec la quasi-totalité des toiles présentes dans le bas-marais, qui se trouve être la zone restaurée. Ces observations valident la troisième hypothèse, le milieu expliquant en grande partie la variabilité observée. La discordance observée entre occupation et reproduction en cladiaie jeune interroge la qualité fonctionnelle de cet habitat. La présence d'adultes sans reproduction effective peut traduire un habitat de transit, une zone d'alimentation, ou un habitat attractif mais non favorable à la reproduction. Cette lecture doit toutefois être nuancée par le fait que seules les cladiaies jeunes, situées le long d'un layon entretenu, ont été prospectées : les cladiaies matures, denses et difficilement pénétrables, n'ont pas été échantillonnées et pourraient présenter des conditions de reproduction différentes. Cette dissociation souligne néanmoins les limites de l'occupation comme unique indicateur et plaide pour l'intégration d'indicateurs de reproduction dans les suivis post-restauration. Il a été aussi noté que les pouponnières n'étaient pas réparties uniformément entre les différents supports végétaux présents. La dépendance des araignées à des plantes hôtes spécifiques n'est pas connue (Jiménez-Valverde et Lobo, 2007), la structure de l'habitat semblant être un critère plus important (Duffey, 2012 ; Hatley et MacMahon 1980 ; Rendell, 2022 ; Urones et Puerto, 1988). Les résultats indiquent que le genre *Carex* est la plante la plus utilisée pour la fixation des toiles de nurserie, ce qui confirme que la Dolomède utilise principalement des plantes à tiges rigides, typique des tourbières (Dickel et al., 2022 ; Duffey, 2012). Il faut cependant mettre en relation ces observations avec la disponibilité réelle des différents types de végétation. Les végétaux les plus présents en bas-marais sont essentiellement les carex, les joncs et les roseaux, ce qui peut expliquer le fait que très peu de *Cladium* ait été utilisé pour les pouponnières, alors qu'elle constitue elle aussi un support préférentiel (Dickel et al., 2022 ; Duffey, 2012). La hauteur de la végétation exerce également une influence sur la hauteur de fixation de la pouponnière, la hauteur de fixation augmentant avec la hauteur de la végétation. Cette hauteur de fixation doit être prise en compte dans le plan de gestion du site. En effet, une intervention de gyrobroyage de la végétation a été réalisée dans le layon en lien avec l'activité cynégétique, impactant de fait les quelques pouponnières présentes. Cette intervention est réalisée tous les ans indépendamment des actions du Conservatoire. Le gyrobroyage réalisé à ras (10-15 cm) et a été pratiqué début août, période incompatible avec la reproduction de la Dolomède. En effet, la période de reproduction s'étale de mi-juillet à fin août, et la hauteur de fixation des pouponnières est concentrée autour de 70 cm au-dessus du sol (les deux pouponnières observées sur le layon ont été détruites). Les préconisations seraient de décaler cette intervention à la fin août-début septembre ou alors de réaliser une fauche haute sans broyage (un peu moins destructrice) facilitant la survie des individus. La survie des individus constitue un enjeu majeur, les populations étant relativement restreintes à cause de la capacité de dispersion limitée, celle-ci pouvant induire une isolation génétique même entre populations proches (Cheyrezy, 2025 ; Lecigne, 2016 ; Smith, 2000). En plus du gyrobroyage, les températures peuvent avoir un effet délétère voire mortel sur les jeunes

et les adultes en développement. En effet, Dong et al. (2025) ont démontré chez *Steatoda grossa* (Theridiidae) que la survie des œufs et des jeunes diminuait à mesure que les températures augmentaient (100 % de mortalité des œufs après une exposition quotidienne de 5 jours à 32 °C le jour et 22 °C la nuit). Ils ont également mis en évidence une pression de sélection de la température sur les femelles de cette espèce, où très peu d'entre elles atteignaient l'âge adulte. Cependant, les femelles de cette espèce étant sédentaires, la transposition à la Dolomède doit être nuancée mais tout de même prise en considération. Il faut garder en tête que le cycle de vie de cette dernière s'étalant généralement sur deux ans, les conditions climatiques d'une année *n* impactent la population adulte observée deux ans plus tard (*n+2*) (Caron et Cheyrezy, 2021 ; Cheyrezy et al., 2025 ; Smith, 2000). Les observations de 2026 dépendent ainsi en partie des conditions de 2024, dont l'influence n'a pas été évaluée dans le cadre de cette étude. Ce décalage de deux ans entre les conditions subies et leurs conséquences observables accroît la vulnérabilité de l'espèce : deux années consécutives de sécheresse extrême affecteraient deux cohortes successives et pourraient conduire à l'extinction locale d'une population (Smith, 2007 ; Smith, 2011).

4. Protocole de l'étude

La principale limite de l'étude est le faible nombre global de transects prospectés (45 pour les adultes et 55 sur 60 pour les pouponnières, cinq ayant été fauchés avant la fin des prospections), combiné au faible nombre d'individus détectés. Les résultats s'en trouvent moins robustes mais dégagent tout de même de fortes tendances et des effets significatifs ; la prudence d'interprétation reste cependant de rigueur. Ce nombre limité tient à trois facteurs : l'accessibilité contrainte des marais, dont une grande part est en propriété privée ou louée (limitant la surface échantillonnable, notamment en boisement humide), les exigences physiques de la prospection en milieu tourbeux, et les conditions climatiques exceptionnelles de l'été 2026, dont les fortes chaleurs ont à la fois restreint les journées de terrain praticables et influencé les variables mesurées. Ce faible effectif a d'ailleurs conduit à analyser le genre *Dolomedes* plutôt que l'espèce seule, compromis qui procure la puissance statistique mais porte sur un taxon hétérogène, pouvant inclure *Dolomedes fimbriatus*, espèce aux exigences écologiques distinctes. Les effets détectés pour le genre ne peuvent donc pas être attribués pleinement à *Dolomedes plantarius*. De plus, la faible probabilité de détection estimée pour les deux taxons constitue une limite à l'interprétation des résultats. En effet, moins d'un tiers des passages permettent de détecter l'espèce lorsqu'elle est présente. Si les modèles d'occupation corrigent ce biais, les modèles linéaires généralisés appliqués aux données brutes de présence et d'abondance ne le font pas ; les effets qu'ils mettent en évidence peuvent donc en être atténués, ce qui pourrait contribuer à la non-significativité de plusieurs tendances observées. L'absence de différence de détectabilité entre milieux mise en évidence pour *Dolomedes* sp. limite toutefois la portée de cette réserve, de même que la concordance des résultats issus des modèles corrigés et non corrigés.

Malgré ces limites, la réponse de la Dolomède à la restauration a pu être évaluée par deux approches méthodologiquement indépendantes, dont la convergence renforce la fiabilité des conclusions. L'approche temporelle BAI, comparant la cladiaie jeune avant (2022) et après travaux (2026), révèle une augmentation marquée de la présence et de l'abondance de *Dolomedes* sp. après restauration. L'approche par substitution espace-temps, exploitant le gradient successionnel des trois milieux actuels met en évidence une tendance concordante vers les milieux ouverts, significative pour la présence de l'espèce patrimoniale *D. plantarius*. Chacune de ces approches comporte cependant ses limites. Le design BAI ne dispose pas de site contrôle permettant d'exclure une variation inter-annuelle, tandis que la substitution espace-temps suppose que les milieux ne diffèrent que par leur

stade successionnel, toutefois leur concordance rend moins probable une explication autre que l'effet de l'ouverture du milieu.

Cette étude a peut-être également été réalisée trop tôt après les travaux de restauration. Les travaux de déboisement ont en effet été réalisés en 2023 ; or, l'espèce mettant environ deux ans pour atteindre le stade adulte, il s'agit sans doute de l'une des premières années avec des adultes sur la zone restaurée, et il faut laisser du temps à l'espèce pour s'installer complètement (com. pers. Sylvain Lecigne). L'étude menée par Smith (2000) dans la réserve de Redgrave and Lopham Fen en Angleterre (2000-2011) n'a montré aucun signe significatif de rétablissement de l'espèce sept ans après les travaux réalisés en 1999 ; une légère expansion de l'aire de répartition de *Dolomedes plantarius* n'a débuté qu'en 2006, soit huit ans après la restauration. Les relevés menés fin avril 2026, hors protocole, ont cependant permis d'observer des adultes de *D. plantarius* dans les bas-marais. Ces individus, issus certainement de subadultes ayant passé l'hiver sur place, attestent d'une installation antérieure à la saison de prospection (Smith, 1993). La présence de l'espèce dans les bas-marais restaurés des marais de Sacy est donc d'autant plus encourageante et justifie un suivi régulier, afin d'intégrer l'expansion de l'espèce à la gestion future.

Enfin, si les moyens financiers des études futures le permettent, la collecte d'échantillons de tarse sur les individus les plus jeunes permettrait une identification par barcoding moléculaire, même si cette technique reste invasive. (Rendell, 2022). La récolte de juvéniles et de subadultes constitue une autre option, un élevage permettant l'identification de l'espèce à terme (com. pers. Thomas Cheyrezy). Au-delà du cas des marais de Sacy, ces résultats illustrent une difficulté récurrente de l'évaluation des projets de restauration. Les échelles de temps écologique (entre génération et recolonisation complète) excèdent souvent celles des financements et des suivis, qui concluent donc avant que la réponse biologique et écologique ne soit pleinement mesurable.

V – Conclusion et perspectives

La présente étude avait pour objectif d'évaluer la réponse de *Dolomedes plantarius*, araignée patrimoniale des zones humides, aux travaux de restauration menés dans les marais de Sacy, en caractérisant son occupation, sa détection et sa reproduction selon les milieux. Bien que l'occupation ne diffère pas significativement entre milieux, la présence et l'abondance de l'espèce augmentent nettement après travaux et le long du gradient d'ouverture du milieu. La disponibilité en eau libre et l'éloignement du layon d'origine ressortent comme des facteurs déterminants, cohérents avec une dynamique de recolonisation des zones ouvertes restaurées. La reproduction, concentrée dans le bas-marais restauré, confirme que ce nouveau milieu remplit déjà un rôle fonctionnel pour l'espèce. Sur le plan de la gestion, ces résultats plaident pour la préservation des zones restaurées en eau, une vigilance accrue quant aux pratiques de fauche — incompatibles, dans leur forme actuelle, avec la période de reproduction de l'espèce — et la mise en place d'un suivi régulier intégrant des prospections nocturnes.

Ce suivi gagnerait à dépasser le cadre seul de la Dolomède. L'étude de l'assemblage complet des araignées, reconnues comme bioindicatrices des stades de succession, offrirait une lecture plus fine de la trajectoire écologique du site et de la réussite de la gestion. De même, des relevés menés à d'autres saisons, notamment en hiver, permettraient d'évaluer le rôle de refuge que ces milieux restaurés pourraient jouer pour d'autres espèces. Ce travail constitue ainsi un premier état de référence, à partir duquel la réponse de la biodiversité à la restauration pourra être suivie et affinée.

VI – Références bibliographiques

- Ameixa, O., Šipoš, J., Machač, O., Lillebø, A. I., & Sousa, A. I. (2025). Drivers of saltmarsh spider assemblages in a coastal lagoon: Implications for biodiversity assessment and habitat management. *Global Ecology and Conservation*, *64*, e03984.

- Andersen, R., Farrell, C., Graf, M., Muller, F., Calvar, E., Frankard, P., ... & Anderson, P. (2017). An overview of the progress and challenges of peatland restoration in Western Europe. *Restoration Ecology*, *25*(2), 271-282.

- Anderson, J.R. & Poorbaugh, J.H. (1964). Observation on the ethology and ecology of various Diptera associated with northern California poultry ranches. J. Med. Entomol. 1, 131–47.

- Berquer, A., Levrault, S., Castelli, M., Alderweireld, F., André, A., Antoine, P., ... & Duran, P. (2024). Fonctionnement des tourbières alcalines, gestion de l'eau et restauration. *LIFE Anthropofens, Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, Boves. 52p*.

- Bonnet, P. (1930). *La mue, l'autotomie et la regeneration chez les Araignees, avec une etude des Dolomedes d'Europe* (Doctoral dissertation, Toulouse).

- Bonnet, P. (1940). L'instinct maternel des Araignées à l'épreuve de l'expérimentation. *Bull. Soc. Hist. not. Toulouse*, *81*, 185-250.

- Caron, N., & Cheyrezy, T. (2021). Le genre Dolomedes (Araneidae : Pisauridae) dans les tourbières alcalines de Sacy (Oise) : état des connaissances, préconisations pour la gestion de leurs habitats et perspectives. Bulletin de la Société linnéenne Nord-Picardie 2021 : 67–76.

- Cheyrezy, T., Billon, M., Kirchthaler, C., Pierroux, A. (2025). La Dolomède des roseaux Dolomedes plantarius (Clerck, 1758) (Araneae, Dolomedidae) : de la découverte à la définition d'actions de conservation dans une tourbière alcaline du Calvados. Plume de Naturalistes 9 : 275-294.

- Chimner, R. A., Cooper, D. J., Wurster, F. C., & Rochefort, L. (2017). An overview of peatland restoration in North America: where are we after 25 years?. *Restoration Ecology*, *25*(2), 283-292.

- Clément, H., Reich, M., Botcazou, F., Crouzeix, B., Mistarz, M., & Garcin, J. (2022). *Évaluation de l'état de conservation des bas-marais calcaires d'intérêt communautaire. Cahiers d'évaluation à l'échelle des sites Natura 2000. Version 3* (Doctoral dissertation, PatriNat (OFB-MNHN-CNRS-IRD)).

- Cloudsley-Thompson, J. L. (1995). A review of the anti-predator devices of spiders. *Bulletin of the British Arachnological Society*, *10*(3), 81-96.

- Coste, S., Comolet-Tirman, J., Grech, G., Poncet, L., & Siblet, J. P. (2010). Stratégie nationale de création d'aires protégées: première phase d'étude–Volet biodiversité. *Rapport SPN2010/7 MNHN–MEEDDM, Paris*.

- Davidson, N. C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, *65*(10), 934-941.

- Decodts, H., & Pencoat-Jones, A. (2020). Plan de gestion 2021-2030 Propriétés départementales des marais de Sacy. *Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, Beauvais*. Tome 1, 188p.

- Decodts, H., De Donato S., & Pencoat-Jones, A. (2025). Plan de gestion 2025-2034 du marais communal de Monceaux (Monceaux, Oise). *Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, Beauvais.* Tome 2, 77p.

- Dickel, L., Monsimet, J., Lafage, D., & Devineau, O. (2022). Characterization of habitat requirements of European fishing spiders. *PeerJ*, *10*, e12806.

- Dong, Y., Harvey, J. A., Rowe, M., & Gols, R. (2025). Exposure to high temperature is fatal for eggs and suppresses growth in a false widow spider, Steatoda grossa. *Journal of Thermal Biology*, *134*, 104323.
- Duffey, E. (1958). Dolomedes plantarius Clerck, a spider new to Britain, found in the Upper Waveney Valley. *Transactions of the Norfolk and Norwich Naturalists Society*, *18*, 1-5.
- Duffey, E. (2012). Dolomedes plantarius (Clerck, 1757)(Araneae: Pisauridae): a reassessment of its ecology and distribution in Europe, with comments on its history at Redgrave and Lopham Fen, England. *Arachnology*, *15*(8), 285-292.
- Erwin, K. L. (2009). Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and management*, *17*(1), 71-84.
- Fluet-Chouinard, E., Stocker, B. D., Zhang, Z., Malhotra, A., Melton, J. R., Poulter, B., ... & McIntyre, P. B. (2023). Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature*, *614*(7947), 281-286.
- Gallon, R. (2007). Monitoring invertebrate features on SSSI's: Fen Raft Spider on Crymlyn Bog & Pant-y-Sais, West Glamorgan. CCW Contract Science Number 787. Countryside Council for Wales, Glamorgan.
- Gazaix, A., Rendell, C., Berquer, A., Caron, N., Besnard, A., & Couturier, T. (2025). Occupancy changes over the summer of the rare fen raft spider Dolomedes plantarius in a drained fen strongly depend on vegetation structure. *Insect Conservation and Diversity*.
- Hatley, C. L., & Macmahon, J. A. (1980). Spider Community Organization : Seasonal Variation and the Role of Vegetation Architecture. *Environmental Entomology*, *9*(5), 632-639.
- Helsdingen, P. V. (1993). Ecology and distribution of Dolomedes in Europe (Araneida, Dolomedidae). *Bolletino dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali*, *26*, 181-187.
- Henschel J.R. (2002). Long distance wandering and mating by the dancing white lady spider (Leucorchestris arenicola) (Araneae, Sparassidae) across Namib dunes. J Arachnol 30:321–330
- IUCN. (1996). 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. IUCN, Gland, Switzerland.
- Jiménez-Valverde, A., & Lobo, J. M. (2007). Determinants of local spider (Araneidae and Thomisidae) species richness on a regional scale: climate and altitude vs. habitat structure. *Ecological Entomology*, *32*(1), 113-122.
- Jones, T. C., Akoury, T. S., Hauser, C. K., & Moore, D. (2011). Evidence of circadian rhythm in antipredator behaviour in the orb-weaving spider Larinioides cornutus. *Animal Behaviour*, *82*(3), 549-555.
- Joosten, H., & Clarke, D. (2002). Wise use of mires and peatlands. International mire conservation group and international peat society, 304.
- Joosten, H., Couwenberg, J., Moen, A., & Tanneberger, F. (2017). Mire and peatlands terms and definitions in Europe. In *Mires and peatlands of Europe: status, distribution and conservation* (pp. 65-96). E. Schweizerbart Science publishers.
- Keith, D. A., Ferrer-Paris, J. R., Nicholson, E., & Kingsford, R. T. (2020). IUCN global ecosystem typology 2.0. *Descriptive Profiles for Biomes and Ecosystem Functional Groups*.
- Kirchthaler, C. (2022). Amélioration des connaissances de la Dolomedes plantarius sur le marais de Chicheboville-Bellengre-ville (14) et proposition d'un plan d'actions en faveur de cette espèce. Projet «Huit pattes dans les marais» - Conservatoire d'Espaces Naturels de Normandie. 66 p
- Leifeld, J., & Menichetti, L. (2018). The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nature communications*, *9*(1), 1071.

- Lecigne, S. (2016). Redécouverte de Dolomedes plantarius (Clerck, 1758)(Araneae, Pisauridae) en région Nord-Pas-de-Calais (France), actualisation de sa distribution en France et aperçu de la situation en Europe. *Revue arachnologique*, *2*(3), 28-41.

- Leroy, B., Paschetta, M., Canard, A., Bakkenes, M., Isaia, M., & Ysnel, F. (2013). First assessment of effects of global change on threatened spiders: Potential impacts on Dolomedes plantarius (Clerck) and its conservation plans. *Biological Conservation*, *161*, 155-163.

- Li, C., Grayson, R., Holden, J., & Li, P. (2018). Erosion in peatlands : Recent research progress and future directions. *Earth-Science Reviews*, *185*, 870-886.
- Loisel, J., & Gallego-Sala, A. (2022). Ecological resilience of restored peatlands to climate change. *Communications Earth & Environment*, *3*(1), 208.

- Loria, P., Andriollo, T., & Blanc, M. (2024). Découverte d'une deuxième station suisse pour Dolomedes plantarius (Clerck, 1757) (Araneae: Pisauridae). *Entomo Helvetica*, *17*, 235-240.

- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Hines, J.E., Knutson, M.G., & Franklin, A.B. (2003) Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. Ecology, 84(8), 2200–2207.

- Mah, A., Ayoub, N., Toporikova, N., Jones, T. C., & Moore, D. (2020). Locomotor activity patterns in three spider species suggest relaxed selection on endogenous circadian period and novel features of chronotype. *Journal of Comparative Physiology A*, *206*(4), 499-515.

- Malmos, K. G., Lüdeking, A. H., Vosegaard, T., Aagaard, A., Bechsgaard, J., Sørensen, J. G., & Bilde, T. (2021). Behavioural and physiological responses to thermal stress in a social spider. *Functional Ecology*, *35*(12), 2728-2742.

- Medland, S. J., Shaker, R. R., Forsythe, K. W., Mackay, B. R., & Rybarczyk, G. (2020). A multi-criteria wetland suitability index for restoration across Ontario's mixedwood plains. Sustainability, 12(23), 9953.

- Milano, F., Cardoso, P., Mammola, S., Smith, H., & Isaia, M. (2022). Trends in habitat suitability and conservation status of aquatic spiders in Europe. *Biological Conservation*, *275*, 109767.

- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands*. John wiley & sons.

- Monsimet, J., Pétillon, J., Devineau, O., Gardoni, N., Bataillard, L., & Lafage, D. (2022). Contrasted propensity for waterborne and airborne dispersal between two closely related semi-aquatic spider species. *Insect conservation and diversity*, *15*(6), 704-713.

- Morris, S. A., Hazzi, N. A., & Hormiga, G. (2025). Molecular phylogenetics of nursery web spiders (Araneae: Pisauridae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, *203*, 108247.

- Nørgaard, T., Henschel, J. R., & Wehner, R. (2006). The night-time temporal window of locomotor activity in the Namib Desert long-distance wandering spider, Leucorchestris arenicola. *Journal of Comparative Physiology A*, *192*(4), 365-372.

- Palumbo, M. D., Murtaugh, J., & Novak, P. (2021). Multi-season site occupancy of Eastern Whip-poor-wills (Antrostomus vociferus) in New York. *The Wilson Journal of Ornithology*, *133*(4), 568-578.

- Pétillon, J., Ysnel, F., Le Gleut, S., Lefeuvre, J. C., & Canard, A. (2004). Responses of spider communities to salinity and flooding in a tidal salt marsh (Mont St-Michel Bay, France). *Arthropoda Selecta special*, (1), 235-248.

- Pruitt, J. N., Demes, K. W., & Dittrich-Reed, D. R. (2011). Temperature Mediates Shifts in Individual Aggressiveness, Activity Level, and Social Behavior in a Spider. *Ethology*, *117*(4), 318-325.

- Ramsar, I. (1971). Convention on wetlands of international importance, especially as waterfowl habitat. *Ramsar (Iran)*, *2*.
- Reddy, K. R., DeLaune, R. D., & Inglett, P. W. (2022). *Biogeochemistry of wetlands: science and applications*. CRC press.
- Rendell, C. (2022). Etude de l'écologie spatiale de Dolomedes plantarius sur les Marais de Sacy, Oise [Rapport de stage – Licence professionnelle Etudes et Développement des Espaces Naturels]. https://www.life-anthropofens.fr/ressources/
- Renner, F. (1987). Revision der europäischen Dolomedes-Arten (Araneida: Pisauridae). Stuttgart. Beitr. Naturk., Ser. A. 406 : 1-15.
- Riechert, S. E., & Tracy, C. R. (1975). Thermal balance and prey availability: bases for a model relating web-site characteristics to spider reproductive success. *Ecology*, *56*(2), 265-284.
- Roberts, M. J. (1995). *Spiders of Britain & Northern Europe* (pp. 232-pp).
- Rydin, H., Jeglum, J. K., & Bennett, K. D. (2013). *The biology of peatlands, 2e*. OUP Oxford.
- Smith, H. (1993). The status and management of *Dolomedes plantarius* on Lopham and Redgrave Fen National Nature Reserve in 1993. Unpublished report, English Nature, Peterborough.
- Smith, H. (2000). The status and conservation of the fen raft spider (Dolomedes plantarius) at Redgrave and Lopham Fen National Nature Reserve, England. *Biological Conservation*, *95*(2), 153-164.
- Smith, H. (2007). Fen Raft Spider Recovery Project: 2006 Summary Report for Redgrave & Lopham Fen. Unpublished Report to Natural England, Peterborough.
- Smith, H. (2010). Fen Raft Spider Recovery Project: 2009 Summary Report for Redgrave & Lopham Fen. Unpublished Report to Natural England, Peterborough.
- Smith, H. (2011). Fen Raft Spider Recovery Project: 2010 Summary Report for Redgrave & Lopham Fen. Unpublished Report to Natural England, Peterborough.
- Soto-Navarro, C., Ravilious, C., Arnell, A., De Lamo, X., Harfoot, M., Hill, S. L. L., ... & Kapos, V. (2020). Mapping co-benefits for carbon storage and biodiversity to inform conservation policy and action. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *375*(1794).
- Southwood T.R.E. et Henderson P.A. (2000). Ecological methods, Blackwell Science, 576 p.
- Suter, R. B., & Benson, K. (2014). Nocturnal, diurnal, crepuscular: activity assessments of Pisauridae and Lycosidae. *The Journal of Arachnology*, *42*(2), 178-191.
- UICN Comite francais, OFB, MNHN, & AsFrA (2023). La Liste rouge des especes menacees en France – Chapitre Araignees de France metropolitaine. Paris, France.
- Urones, C., & Puerto, A. (1988) Ecological study of the Clubionoidea and Thomisoidea (Araneae) in the Spanish Central System. *Revue Arachnologique*, 8, 1 – 32.
- Verhoeven, J. T. (2014). Wetlands in Europe: Perspectives for restoration of a lost paradise. *Ecological Engineering*, *66*, 6-9.
- Vugdelic, M., Goodacre, S., Smith, H., & Hewitt, G. (2003). Preliminary analysis of the genetic structure in the fen raft spider Dolomedes plantarius (Araneae: Pisauridae). *Arthropoda selecta. European Arachnology, Special*, (1), 343-348.
- Vugdelic, M. (2006). *Genetic relations within and among Dolomedes aquatic spiders* (Doctoral dissertation, University of East Anglia).

- Walter, J., Hradská, I., Kout, J., Bureš, J., & Konvička, M. (2023). The impact of abandoned kaolin quarries on macromycetes (Fungi: Basidiomycota, Ascomycota), carabid beetle (Coleoptera: Carabidae), and spider (Araneae) assemblages. *Biodiversity and Conservation*, *32*(4), 1437-1449.
- World Spider Catalog (2024). World spider catalog. Version 25.5 (Bern, Switzerland:Natural History Museum Bern).
- Xu, X., Chen, M., Yang, G., Jiang, B., & Zhang, J. (2020). Wetland ecosystem services research: A critical review. *Global Ecology and Conservation*, *22*, e01027.
- Yu, Z. C. (2012). Northern peatland carbon stocks and dynamics: a review. *Biogeosciences*, *9*(10), 4071-4085.
- Yu, K., Roithmair, Z., Kurovski, J., Connolly, S. J., Vink, C. J., Johnson, J. C., Kralj-Fišer, S., Kuntner, M., Hebets, E. A., & Painting, C. J. (2024). Dolomedes fishing spider biology : gaps and opportunities for future research. *Frontiers in Arachnid Science*, *3*.

Annexes

a)



b)



<u>Annexe I :</u> Photographies des deux habitus de *Dolomedes plantarius*. Femelles avec (a) 2 bandes latérales claires et (b) sans bandes claires. (©Louis Lecoules, (a) 15/06/2026 ; (b) 22/04/2026))

Suivi de l'occupation spatiale de Dolomedes plantarius sur les marais de Sacy
LIFE Anthropofens - 2026

ID Transect :	Température (°C) :	Distance au layon (m) : .....
Date :	Humidité air (%) :	Observations / Aléas : .....
Passage :	Humidité sol (%) :	.....
Observateur :	Vitesse vent (m/s) :	.....
Heure début :	Luminosité (lx) :	.....
Heure fin :	Recouvrement nuageux (%) :	

Variables	Mesures							
Hauteur Végétation (cm)	0 =	2 =	4 =	6 =	8 =	10 =	12 =	14 =
Hauteur Eau MAX (cm)								
Hauteur Litière MAX (cm)								

Recouvrement				
	Au sec		En eau	
Végétation (%)			Au-dessus	
			Aquatique	
Sol nu (%)				
Litière (%)				

Recouvrement Végétation		Commentaires			
Cladium (%)					
Jonc (%)					
Carex touradon (%)					
Carex sans touradon (%)					
Roseau (%)					
Hélophyte (%)					
Nénuphare (%)					
Autre (%)					
Ligneux (%)		Hauteur MAX (cm)		Bois mort (%)	

Dolomèdes						
	Dolomedes spp.		*Dolomedes plantarius*		*Dolomedes fimbriatus*	Commentaires
Présence / Absence	1	0	1	0	1	0
Nombre observé			..... M	..... F	..... M	..... F

Annexe II : Fiche terrain pour la prospection des adultes.



Annexe III : Photographie d'une femelle de *Dolomedes plantarius* montant la garde en-dessous de sa toile de pouponnière (en bas à gauche). Les jeunes sont regroupés ici dans la partie haute de la toile, le cocon étant visible sous une feuille de roseau. (©Louis Lecoules, 20/07/2026)

Suivi de l'occupation spatiale de Dolomedes plantarius sur les marais de Sacy
LIFE Anthropofens - 2026

ID Maille :	Température (°C) :	Distance au layon (m) : .....
Date :	Humidité air (%) :	Observations / Aléas : .....
Passage :	Humidité sol (%) :	.....
Observateur :	Vitesse vent (m/s) :	.....
Heure début :	Luminosité (lx) :	.....
Heure fin :	Recouvrement nuageux (%) :	

Mesure	Modalités	Code
Espèce Veg support	Cladium / Jon / Carex touradon / Carex sans touradon / Roseau / Helophyte / Ligneux / Autre	C / J / CT / CST / R / H / L / A
État de la toile	Neuve / Dégradée / Abandonnée	N / D / Ab
Espèce femelle gardienne	*Dolomedes sp. / Dolomedes plantarius / Dolomedes fimbriatus*	D.sp / D.p / D.f

N° Toile	Hauteur (cm)	Hauteur Veg support (cm)	Espèce Veg support	État de la toile	Femelle gardienne (1/0)	Espèce Femelle gardienne	Jeunes (0/1)	Eau (0/1)

Annexe IV : Fiche terrain pour la prospection des pouponnières.