

Rapport de stage individuel

4^{ème} année

Etude sur la capacité d'accueil de Phengaris arion au sein du par photovoltaïque de Bourges à travers la caractérisation des communautés de fourmis

CITERES UMR 7324 - Université de Tours

60 rue du Plat d'Etain 37000 TOURS FRANCE



Tuteur entreprise :

Louison BIENVENUE

Doctorant CITERES et salarié ENGIE GREEN

Tuteur académique :

Kamal Serrhini

Clément Chauvet

IUT

2023-2024

Sommaire

Sommaire.....	1
Table des illustrations.....	2
Présentation de la structure d'accueil	3
Présentation des missions.....	3
I. Introduction	4
A. Contexte	4
B. Problématique.....	5
C. L'étude.....	5
II. Matériel et méthode.....	8
A. Horaire d'échantillonnage	8
B. Descriptif du piège	10
C. Protocole d'évaluation de la surface du sol	11
D. Protocole d'identification (Morphologique et Barcoding ADN)	13
III. Résultats.....	15
A. Analyse des différences entre les relevés du matin et du soir	17
B. Effet du micro-habitat sur la répartition spatiale des communautés de fourmis	18
C. Effet de la hauteur du couvert végétal sur la présence des espèces de <i>Myrmica</i>	20
D. Effet des différentes modalités sur la présence des espèces de <i>Myrmica</i>	23
IV. Discussion	23
A. Effet des panneaux sur la distribution spatiale des différentes espèces de fourmis ..	23
B. Intégration de <i>Phengaris arion</i>	24
C. Limites de l'étude.....	25
D. Un retour réflexif sur l'expérience : projection dans un métier	26
Remerciements	26
Bibliographie	27
Annexes	30

Table des illustrations

Figure 1 : Localisation des différents transects dans le parc photovoltaïque de Bourges (auteur : Clément CHAUVET).....	9
Figure 2 : Photo de l'appât à fourmis composé d'une coupelle, de miel et de rillettes de saumon	11
Figure 3 : Photo d'un quadrat réalisé en inter rang autour du piège.....	12
Figure 4 et 5 : Photos de deux quadrats réalisés en sous panneaux et en bordure.	12
Figure 6 : Photo d'une <i>Tapinoma</i> observée à la loupe binoculaire	13
Figure 7 : Photo d'une <i>Lasius</i> observée à la loupe binoculaire	14
Figure 8 : Nombre de pièges positifs en fonction de la zone d'échantillonnage (un total de 132 pièges ont été posés par zone)	15
Figure 9 : Indices de biodiversités des différentes espèces de fourmis présentes sur le parc photovoltaïque.....	15
Figure 10 : Courbe d'accumulation obtenue à partir de notre échantillonnage de fourmis. L'intervalle de confiance (en gris) est obtenu par permutation de l'ordre d'ajout des données. Auteur : Nathan Dubreuil.	16
Figure 11 : NMDS réalisés sur la totalité des pièges (positifs comme négatifs).....	18
Figure 12 : NMDS de tous les pièges en fonction des 3 modalités (Bordure, inter-rang, sous panneaux)	19
Puis nous avons comparé la hauteur de la végétation avec la présence de <i>M. sabuleti</i> (cf. figure 14).	20
Figure 13 : Localisation des pièges positifs au différentes espèces de <i>Myrmica</i> le long des transects (Auteur : Clément CHAUVET).....	21
Figure 14 : Graphique de la relation entre la hauteur de la végétation et la présence de <i>M. sabuleti</i>	21
Figure 15 : Hauteur moyenne du couvert végétal en fonction de la zone d'échantillonnage (Bordure, inter-rang, sous panneaux)	22
Figure 16 : Hauteur moyenne (en centimètres) du couvert végétal en fonction de la zone d'échantillonnage (Bordure, inter-rang, sous panneaux).....	22

Présentation de la structure d'accueil

Le stage se déroulait à Polytech, au département aménagement et environnement. Le stage est en lien avec trois organismes, CITERES, Engie Green ainsi que l'IRBI.

L'UMR 7324 CITERES est une structure qui a pour objectif l'analyse spatiales et territoriales des sociétés. La particularité de cette structure est qu'elle regroupe autour d'un même objectif divers disciplines comme l'anthropologie, l'archéologie, l'aménagement et l'urbanisme, la géographie et l'écologie entre autres. Ce stage se place donc dans le domaine de la recherche environnementale.

Ensuite, Engie Green est le leader français de l'éolien terrestre et de l'énergie photovoltaïque. L'étude est en lien avec cette entreprise puisqu'il s'agit de déterminer l'impact des panneaux solaires sur la biodiversité.

Enfin, l'IRBI (institut de recherche sur la biologie de l'insecte) est affilié à l'université de Tours et se consacre à l'analyse des interactions entre les insectes et leur environnement abiotique et biotique. Nous avons passés une partie de du stage au sein de l'institut, notamment pour la détermination des espèces récupérées.

Présentation des missions

Les deux premières semaines ont été consacrées à la réalisation d'un rapport bibliographique sur les impacts de la fauche et du pâturage sur la végétation (voir annexe 1).

La suite du stage s'est basé sur la caractérisation des communautés de fourmis et relevé floristique au sein de parc photovoltaïque en Centre-Val de Loire et plus précisément à Bourges. Le but de cette caractérisation est de déterminer si cet écosystème pourrait accueillir un papillon en voie d'extinction, *Phengaris arion*. Il est nécessaire pour cela de comprendre ce qui est nécessaire au développement des larves de papillons.

I. Introduction

A. Contexte

La biodiversité a déjà traversé cinq grandes crises d'extinctions (Ordovicien, Dévonien, Permien, Trias, Crétacé). Elle subit actuellement une sixième crise, marquée par des taux d'extinction encore plus élevés que ceux des crises précédentes (Sepkoski, 1986 ; Godet, 2017). Cette crise contemporaine se distingue par un déclin prononcé des oiseaux, des mammifères (Barbault et Chevassus-au-Louis, s. d.), et des amphibiens (McCallum, 2007). Elle tire son origine de l'activité humaine, fragmentation des habitats, invasions biologiques, surexploitation et extinctions en chaîne. La différence entre celle-ci et les crises précédentes réside dans l'influence des changements globaux, tels que les changements climatiques et les modifications d'occupation et d'usage des sols à grande échelle. Ces changements affectent l'ensemble de la biodiversité, et non seulement certaines espèces, habitats ou écosystèmes localisés (Godet, 2017). Les groupes les plus menacés seraient cependant les mammifères (24% des espèces), suivi des oiseaux (11%) et des plantes (11%) (Harrison et Pearce, 2000).

Certains scientifiques estiment qu'un réchauffement global de 0,8 °C à 2,2 °C en 2050 devrait provoquer l'extinction de 15 % à 37 % des espèces de papillons, vertébrés et plantes terrestres peuplant les diverses grandes régions considérées (Thomas C. D. et al, 2004 in Teyssède, s. d.).

En effet, les papillons ont fortement décliné à travers l'Europe et que 71 des 576 espèces sont menacées (soit 12 % du total), soit en raison de leur extrême rareté, soit à cause de leur déclin rapide d'après le *Red Data Book of European Butterflies*, publié en 1999 (van Swaay et Warren, 2006). Selon certains scientifiques, plus de 40% des espèces d'insectes seraient menacées (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019), d'autres parlent de déclin important de l'abondance et de la quantité de biomasse des insectes (Cardoso, 2019 ; Hallmann et al., 2017) et les Lépidoptères ainsi que les Hyménoptères seraient les taxons les plus concernés par cette crise (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019).

Dans plusieurs pays ainsi qu'en France, des mesures de conservation ont été prises au fil des années. On retrouve notamment les Parcs Nationaux (PNR), les zones classées Natura 2000, les Parcs Naturels Régionaux (PNR), les Réserves Naturelles Nationales (RNN), les Zones Naturelles d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF), et les Trames Vertes et Bleues (TVB). Des efforts sont donc réalisés à travers le monde pour la préservation de la biodiversité (Nellemann et Corcoran, 2010).

B. Problématique

Le genre *Phengaris* (les grands bleus) vivent comme des parasites sociaux obligatoires (ne peut pas terminer son cycle de vie sans son hôte) de certains genres de fourmis (Thomas et Settele, 2004). L'enjeu de conservation est important car les papillons qui interagissent avec les fourmis (dit myrmécophiles) font partie des espèces les plus difficiles à conserver. Plusieurs facteurs sont donc à prendre en compte pour la conservation de *Phengaris Arion* : les fourmis hôtes, les plantes hôtes ainsi que la proximité des deux.

C. L'étude

(I) Description générale

J'ai assisté Nathan Dubreuil dans son étude qui s'inscrit dans le projet Azuré. Un projet en collaboration avec les laboratoires de l'Université de Tours, IMBE (Marseille) et ENGIE Green. Ce projet fut lancé en septembre 2022 par le doctorant Louison BIENVENU. Le projet Azuré consiste à expérimenter un protocole de renforcement de la population de l'Azuré du Serpolet (*Phengaris arion*, Linnaeus, 1758), un papillon. C'est l'une des 8 espèces de papillon protégées en Centre-Val de Loire par le Plan National d'Actions en faveur des papillons de jours. Cette espèce a disparu de 9 départements depuis 1980, cela équivaut à une perte de 11% du territoire où elle était préalablement connue (ENGIE Green, 2023).

Le lieu de l'étude se situe sur le parc photovoltaïque de Bourges dans la préfecture du Cher. Ce lieu comptabilise près de 24 000 panneaux photovoltaïques recouvrant une surface de plus de 12 hectares. Il permet d'alimenter 5 500 personnes en électricité. Les installations furent construites en 2021 sur une friche avec un sol calcaire et resteront effectif 20 ans.

Cette volonté d'introduire le papillon sur ce site est motivée par la présence du papillon *Phengaris Arion* dans une réserve à 5 km du parc solaire (avec un milieu similaire). 300 plants de Thym et d'Origan (plantes hôtes de l'Azuré du Serpolet ont été plantés dans ce but en mars 2023 par ENGIE Green (ENGIE Green, 2023).

Le stage s'inscrit dans l'étude de l'hôte de *Phengaris Arion* et donc d'une caractérisation des communautés de fourmis et notamment des deux principales hôtes *Myrmica sabuleti* et *Myrmica specioides*. Aucune étude sur le papillon n'a été réalisés par nos soins. Notre but était de caractériser les communautés de fourmis du site dans sa globalité. De déterminer si la présence de panneaux avait un lien avec la présence de communautés de fourmis et lequel ainsi que déterminer si les hôtes de *Phengaris Arion* sont présents sur le site.

(II) Présentation du déroulé de la mission

J'ai dans un premier temps appris à manier le logiciel R studio dans le but de réaliser des analyses statistiques par la suite. Nous sommes ensuite partis sur le terrain 3 jours. Puis nous avons passés une semaine et demie à identifier les pièges que nous avions posés. J'ai par la suite analysé les données et réalisés des tests statistiques. Après cela, j'ai discuté les résultats obtenus et j'ai passé du temps à chercher de la bibliographie sur le sujet car je n'avais pas eu le temps avant.

(III) Hypothèses et attentes de l'étude

Nous nous attendions à ce qu'il y ait une différence de végétation entre les différents milieux présents sur le site (à savoir sous les panneaux, en bordure du parc solaire et entre les rangées de panneaux). Il se crée des microclimats près des panneaux solaires, à cause de la température (air et sol), de l'ombrage et de l'impact que ceux-ci ont sur la végétation. Une très grande part de la lumière est bloquée par les panneaux faisant de l'ombre sur la végétation (Madej et al., 2022). En effet, la végétation était moins dense sous les panneaux et cela pourrait avoir un impact sur la faune présente dans ce milieu et pouvant notamment empêcher les plantes hôtes de notre papillon de pousser (Armstrong, Ostle, et Whitaker 2016).

*(IV) Reproduction et développement du papillon *Maculinea arion**

Pour leur développement, ce papillon a besoin de deux principales ressources, une plante spécifique ainsi qu'une espèce de fourmis du genre *Myrmica*.

Dans le cas du *Phengaris arion*, la femelle va pondre ses œufs sur du thym (*Thymus spp.*) ou de l'origan (*Origanum vulgare*) (Chorein, 2008). L'espèce ne produit qu'une génération par an sur la période de juin à août. Après éclosion, la larve va se nourrir sur la fleur pendant trois semaines (pendant les trois premiers stades larvaires) (Casacci et al., 2011). Elle va ensuite tomber au sol et attirer les fourmis en imitant chimiquement la reine (Barbero et al. 2009). Des fourmis ouvrières de n'importe quelle espèce vont transporter la larve au sein de la fourmilière (J. A. Thomas, 2002 ; Akino et al., 1999 ; Elmes, Wardlaw, et Thomas, 1991).

Cependant, l'adaptation à la fourmilière du *Phengaris arion* va dépendre de l'espèce qui l'a prise en charge (J. A. Thomas et al., 1989 ; Elmes et al., 2004 ; Schönrogge et al., 2004). Elle peut se faire prédater par les espèces non-hôte. Chaque espèce de *Phengaris* en Europe possède un hôte différent. Dans le cas des larves de *Phengaris Arion*, son hôte primaire est l'espèce *Myrmica sabuleti* mais elle peut aussi survivre dans des nids de *Myrmica scabrinodis* (J. A. Thomas et al., 1989) ou de *Myrmica schencki* (Sielezniew et Stankiewicz, 2008). La fourmi va donc prendre en charge la larve et la ramener dans son nid. Une fois dans la fourmilière, *Phengaris arion* va se nourrir des larves de fourmis, puis hiberner au printemps plus longtemps que les fourmis, ce qui permet d'augmenter l'efficacité de leur alimentation puisque les fourmis vont se reproduire sur la même période. Les chenilles du papillon vont obtenir 99% de leur biomasse dans le nid de *Myrmica*, elles passent en moyenne de 1,3 mg à environ 173 mg (J. A. Thomas et Wardlaw, 1992). Ce n'est qu'au printemps que la larve se métamorphose et sort de la fourmilière en étant adulte.

(V) Détails sur le genre *Myrmica*

Les fourmis hôtes du papillon sont donc les suivantes : *Myrmica sabuleti*, *Myrmica specioides*, *Myrmica schencki* (dans une moindre mesure).

Dans la zone tempérée d'Amérique du Nord, d'Asie et d'Europe, l'un des groupes d'insectes les plus courants est celui des fourmis rouges du genre *Myrmica*. Les *Myrmica* sont présents dans pratiquement tous les habitats terrestres, y compris les prairies, les forêts, les steppes et les montagnes. La ponte commence au début du printemps et dure tout l'été jusqu'à l'automne.

Les colonies se structurent en trois castes distinctes (ANTAREA 2015):

- Les ouvrières, qui mesurent entre 3,5 et 5,5 mm, possèdent un gastre (abdomen chez les fourmis) parfois équipé d'une aiguillon fonctionnelle.
- Les reines, légèrement plus grandes que les ouvrières, ont un mesonotum (surface supérieure du mésothorax) en forme de plaque et des cicatrices alaires (relatif à la perte des ailes).
- Enfin, les mâles, souvent plus mélaniques et un peu plus grands que les ouvrières (de 4 à 6 mm), présentent des scapes de longueur variable, une pilosité diverse, ainsi que des sillons de Mayer.

Toutes ces caractéristiques morphologiques vont varier suivant les espèces du genre.

II. Matériel et méthode

Nous avons réalisé les échantillonnages les 3, 4 et 6 juin 2024 à deux (avec Nathan Dubreuil). Nous avons suivi un protocole d'échantillonnage simple, tiré du Plan national d'actions en faveur des *Phengaris* (Kaufmann et al., 2014), pour évaluer la présence et l'importance des *Myrmica* au sein des communautés de fourmis. Ce protocole commun et standardisé permet de déterminer la présence des fourmis du genre *Myrmica*, leur répartition spatiale à l'échelle d'une parcelle, ainsi que la diversité de la communauté de fourmis avec laquelle les *Myrmica* cohabitent.

A. Horaire d'échantillonnage

Notre but était de maximiser les chances de capturer des *Myrmica* sans pour autant négliger la capture des autres espèces. Pour cela, nous devions prendre en compte plusieurs facteurs :

- L'activité annuelle des fourmis est la plus élevée entre le 15 avril et le 15 juillet.
- Certaines espèces stoppent leur activité si la luminosité est trop faible.
- Les *Myrmica* préfèrent des températures basses lorsqu'elles sont en activité.
- Il faut que la température dépasse les 15°C (la température idéale est comprise entre 17°C et 22°C au sol et à l'ombre).

Etant donnée que chaque pose prenait 2H, nous avons effectué la pose du matin entre 8h et 10h et la pose de l'après-midi entre 16h et 18h. Nous n'étions que deux sur le terrain, nous avons alors défini qu'on allait poser 22 appâts pour chaque modalité. Nous posons ces 22 pièges, puis nous laissons un intervalle de 20 minutes à compter du début de la pose pour entamer la deuxième modalité. Nous avons ensuite répété le même schéma pour la récolte.

Trois inventaires ont été réalisés, ce qui correspond à 6 relevés répartis entre le matin et le soir sur trois journées différentes. Les trois relevés du matin et du soir sont composés de 22 pièges chacun. Puisque le but est de caractériser les communautés de fourmis au sein d'un parc photovoltaïque, les trois relevés seront réalisés en bordure du champ, sous les panneaux et entre les rangées de panneaux afin de couvrir le plus d'écosystème présent dans ce type d'infrastructure.

Préparation des transects

Nous avons établi les transects à l'aide de décamètres de 60 mètres. Et nous avons placés des panneaux jaunes à 20 centimètres des appâts en parallèle, afin de les repérer facilement lors de la récolte. Nous avons réparti les transects dans le parc afin d'obtenir un échantillonnage plus précis (cf. figure 1).

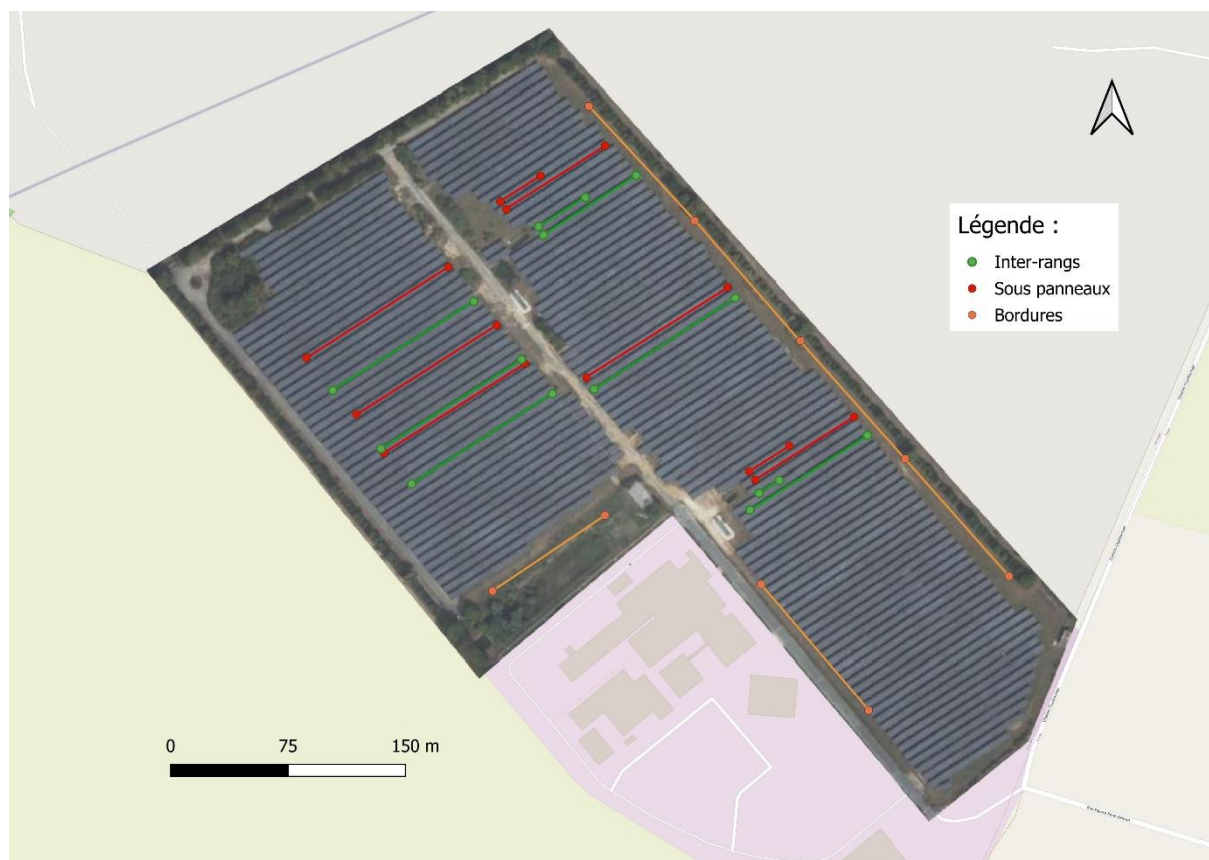


Figure 1 : Localisation des différents transects dans le parc photovoltaïque de Bourges
(auteur : Clément CHAUVET)

Préparation des appâts et des tubes

Les appâts ont été préparés comme suit : je disposais les coupelles le long du transect à l'avance. Nathan venait ensuite déposer une goutte de miel d'un diamètre maximal de 1 centimètre au centre du couvercle des coupelles, suivie d'un morceau compact de rillette de saumon d'environ 0,5 centimètre. Les étiquettes portant les codes des appâts étaient préalablement fixées sur les couvercles afin de faciliter l'identification et les analyses après de la récolte.

Pose des appâts

Les appâts étaient placés tous les 5 mètres le long d'un transect afin de rendre les relevés indépendants car les *Myrmica* ont un rayon maximal d'exploration de 2 mètres. Deux fourmis dans deux pièges adjacents ont donc peu de chances de provenir de la même colonie. Ils étaient déposés au sol en veillant à ce qu'ils soient bien à plat, avec un maximum de leur surface en contact avec le sol. En cas de végétation dense (notamment en bordure et en inter-rang), il était parfois nécessaire de dégager la zone sous l'appât. L'heure de dépôt du premier appât de chaque transect était systématiquement noté.

Relevé

Le relevé se faisait une heure après la pose du premier appât. Avant de refermer les coupelles, les fourmis de formes et couleurs différentes situées dans un rayon de 10 cm autour de l'appât étaient collectées à l'aide d'un aspirateur à bouche et placées dans les récipients. Les conditions météorologiques étant presque les mêmes entre les trois journées d'échantillonnage, nous avons pu analyser le jeu de donnée comme un ensemble.

Nous avons donc posé et récupéré un total de 396 pièges sur trois jours, un tier pour chaque modalité.

B. Descriptif du piège

Le piège est composé d'un couvercle de boîte en plastique numéroté sur lequel on vient déposer du miel et des rillettes de saumon (cf. figure 2). Après avoir posés les pièges, nous retournons une heure après refermer la boîte en posant le récipient sur le couvercle.



Figure 2 : Photo de l'appât à fourmis composé d'une coupelle, de miel et de rillettes de saumon

C. Protocole d'évaluation de la surface du sol

D'autre part, nous réalisons des quadrats (cf. figure 3, 4 et 5) afin de déterminer la couverture végétale, la hauteur de la végétation ainsi que des informations sur la chimie et la physique de sols. Tous les paramètres que nous avons relevés peuvent influencer sur les communautés de fourmis. Nous relevons les paramètres suivants : sol nu (%), hauteur maximale de la végétation (cm), hauteur moyenne de la végétation (cm), plante à fleurs (%), fèces (%), litières (%), microreliefs, le type d'agrégat (%), croûte biologique (%), croûte sédimentaire (%), présence d'une rigole (1/0). Tous ces paramètres ont été évalués à vue d'œil. Sachant que nous avons réalisé un quadrat tous les deux pièges, nous avons relevés ces informations 198 fois sur les trois journées.



Figure 3 : Photo d'un quadrat réalisé en inter rang autour du piège.



Figure 4 et 5 : Photos de deux quadrats réalisés en sous panneaux et en bordure.

D. Protocole d'identification (Morphologique et Barcoding ADN)

Après avoir récupéré les pièges, nous les avons ramenés à l'IRBI (Institut de Recherche sur la Biologie de l'Insecte). Nous avons trié les pièges par modalité et par inventaire. Puis nous récupérons les individus à l'aide de pinces souples, nous les lavons à l'eau pour ensuite les identifier à l'aide d'une loupe binoculaire. Grâce à l'aide de Jean-Luc Mercier et de clefs d'identification, nous avons pu déterminer morphologiquement les genres de chaque fourmi.

Nous avons identifié trois sous-familles de Formicidés. Les Dolichoderinae, le seul genre de cette sous-famille présente sur le site était les *Tapinoma* (cf. figure 6). Leur pétiole est composé d'un seul segment, avec une écaille plate orientée vers l'avant sur sa face supérieure. La fente anale, située à l'extrémité du gastre (abdomen), se distingue par son orientation horizontale et sa forme plate (on peut notamment l'observer sur la figure 6).



Figure 6 : Photo d'une *Tapinoma* observée à la loupe binoculaire

La deuxième sous-famille que nous avons identifiée est celle des Formicinae. Elles possèdent une couronne de soies circulaire au niveau de la fente anale ainsi qu'un pétiole avec une écaille perpendiculaire à l'axe antéro-postérieur de la fourmi. Nous avons identifié deux genres, les *Lasius* (cf. figure 7) et les *Formica* qui sont beaucoup plus grandes que les autres et possèdent trois ocelles disposer triangulairement au-dessus des ommatidies.



Figure 7 : Photo d'une *Lasius* observée à la loupe binoculaire

Enfin, la dernière sous-famille identifiée est celle des Myrmicinae, pour laquelle nous avons identifiés 3 genres : les *Myrmica*, les *Tetramorium* et les *Temnothorax*. Ces espèces possèdent une aiguillon à l'extrémité de leur gastre et un pétiole en deux segments (présence d'un pétiole et d'un post-pétiole). Pour les différencier, les *Tetramorium* ont une tête carré volumineuse et sont sombre comparées au *Myrmica*. Et les *Themnothorax* sont plus petites et plus claires.

Etant donnée que le genre *Myrmica* nous intéressait pour à la conservation du *Phengaris Arion*, nous avons identifié les individus de ce genre jusqu'à l'espèce grâce à la « Clé d'identification Formicidae » (Union Internationale pour l'Etude des Insectes Sociaux (UIEIS) 2008) et au « Guide d'indentification des *Myrmica* » (Galkowski, C. et Lebas, C. 2015). Pour s'assurer que nous n'avions pas fait d'erreur, nous avons placer les individus du genre *Myrmica* dans des tubes Eppendorf avec de l'alcool à 95° et un code avant de les envoyés pour une analyse barcoding.

Enfin, nous avons analyser les résultats obtenus à l'aide de l'outil d'analyse statistique R studio.

III. Résultats

Nous avons posé 132 pièges par modalités et nous avons obtenus 106 pièges positifs (cf. figure 8) en bordure, 69 en inter-rang et 98 sous les panneaux pour un total de 273 pièges positifs. Nous avons trouvé 10 espèces différentes, le genre prédominant étant *Myrmica* avec 4 espèces différentes : *Tapinoma erraticum*, *Formica cunicularia*, *Lasius niger* ainsi que *Lasius flavus* (seulement observées en inter-rang), *Temnothorax*, *Tetramorium caespitum*, *M. sabuleti*, *M. scabrinodis*, *M. specioides*, *M. schencki*. Au sein du genre *Myrmica*, il y avait une prédominance de l'espèce *M. sabuleti* avec 26 pièges positifs.

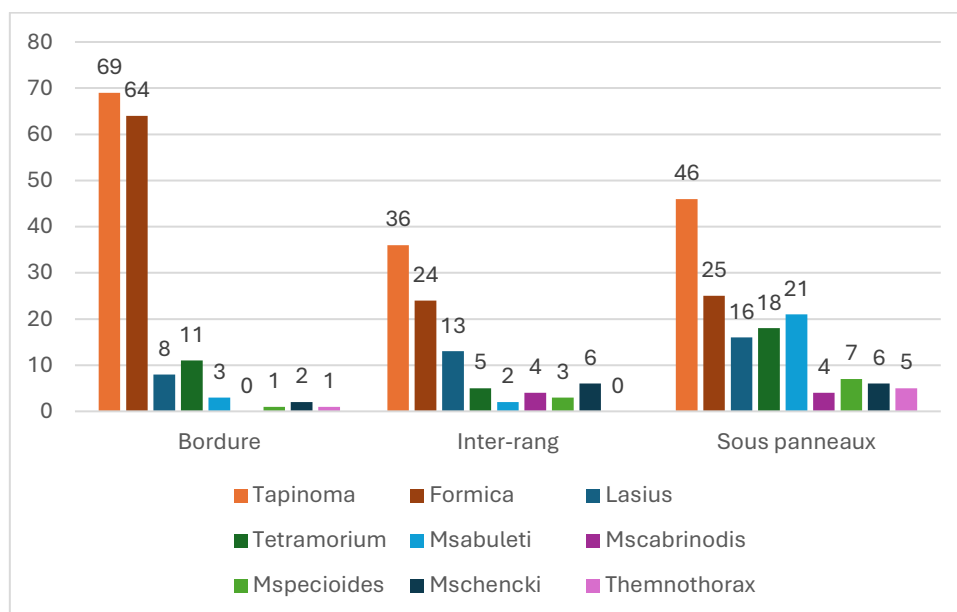


Figure 8 : Nombre de pièges positifs en fonction de la zone d'échantillonnage (un total de 132 pièges ont été posés par zone)

Nous avons calculé différents indices de biodiversités à la suite de l'obtention de ces résultats (figure 9) :

Micro-habitat	Shannon	Simpson	Pielou	Richesse spécifique
Bordure	1.26	0.642	0.605	8
Inter-rang	1.65	0.754	0.796	8
Sous panneau	1.92	0.822	0.876	9

Figure 9 : Indices de biodiversités des différentes espèces de fourmis présentes sur le parc photovoltaïque

Pour rappel, l'indice de Shannon est une mesure de la diversité dans une communauté écologique qui prend en compte la richesse spécifique et l'abondance relative des espèces. L'indice de Simpson mesure la probabilité que deux individus choisis au hasard dans la communauté appartiennent à la même espèce. L'indice de Pielou est une mesure de l'équitabilité de la distribution des espèces dans un échantillon.

On observe que les 9 espèces trouvées sur le site sont présentes à la fois en bordure, en inter-rang et sous les panneaux mise à part *Themnothorax* qui n'a pas été relevée dans les pièges en inter-rang et *M.scabrinodis* qui n'était pas présente en bordure.

Une courbe d'accumulation a été établie à partir des données d'échantillonnage. Ce type de courbe fournit des informations sur la taille totale de la communauté échantillonnée. Lorsqu'une courbe d'accumulation atteint une asymptote, cela suggère que toutes les espèces présentes sur le site ont probablement été échantillonnées. C'est le cas dans notre étude (cf. figure 10), ce qui signifie que l'échantillonnage effectué représente fidèlement la communauté de fourmis du parc photovoltaïque de l'aéroport de Bourges.

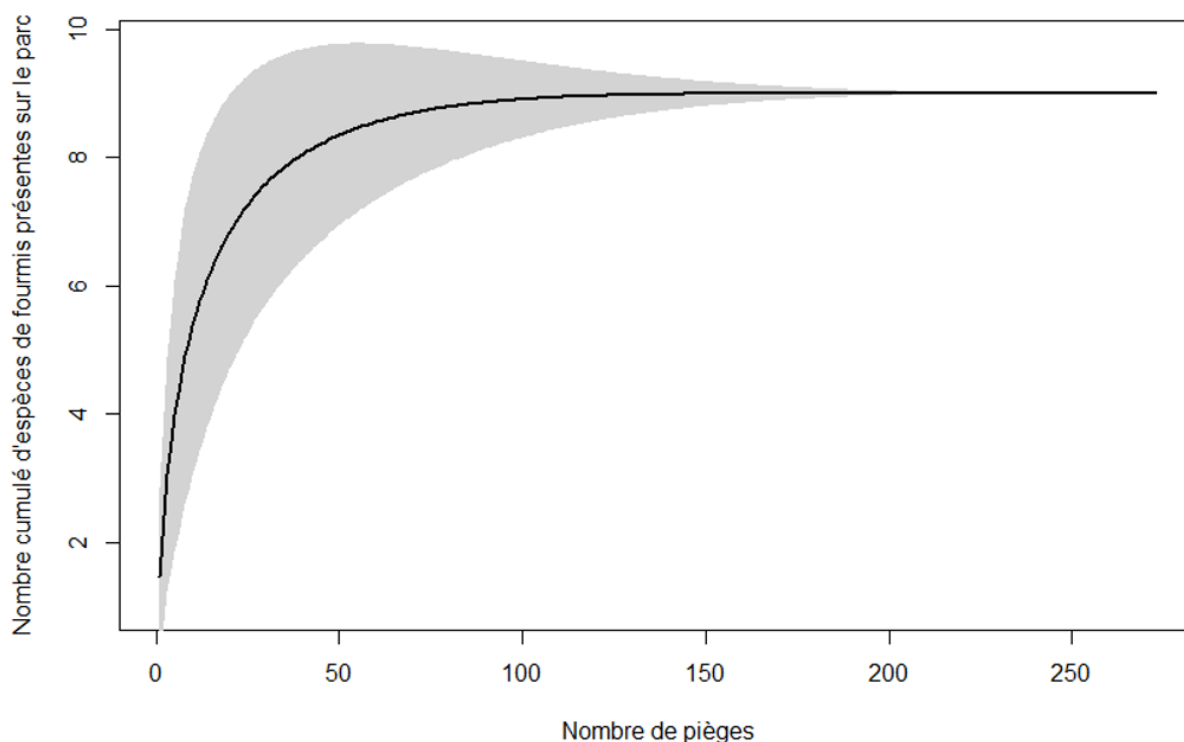


Figure 10 : Courbe d'accumulation obtenue à partir de notre échantillonnage de fourmis. L'intervalle de confiance (en gris) est obtenu par permutation de l'ordre d'ajout des données.

Auteur : Nathan Dubreuil.

A. Analyse des différences entre les relevés du matin et du soir

Avant d'analyser les effets du micro-habitat sur la répartition des communautés de fourmis dans l'espace, nous analysons les différences entre les relevés du matin et du soir afin de déterminer si certaines conditions (comme la température, plus fraîche le matin) n'influent pas sur nos résultats.

Pour cela nous réalisons une Anosim ainsi qu'une NMDS (cf. figure 11). Pour rappel, l'analyse ANOSIM (Analysis of Similarities) est une méthode non paramétrique utilisée pour tester les différences entre deux ou plusieurs groupes basés sur une matrice de dissimilarité. La NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) est une technique de réduction de dimensionnalité utilisée pour visualiser les similarités ou dissimilarités dans les données. Le graphique NMDS présente les points en deux dimensions où la distance entre les points représente la dissimilarité entre les échantillons.

(I) Résultats de l'ANOSIM

- **R statistic = 0.0803** : L'indice R varie de -1 à 1. Un R proche de 1 indique une séparation complète entre les groupes, un R proche de 0 indique un chevauchement important (c'est-à-dire que les groupes ne sont pas différents), et un R négatif suggère que les différences entre les échantillons au sein des groupes sont plus grandes qu'entre les groupes.
- **Significance = 0.001** : Cette valeur indique que la différence observée entre les groupes est significative au niveau de 0.1%. Cela veut dire qu'il y a seulement 0.1% de chances que la différence observée soit due au hasard.

(II) Résultats de la NMDS

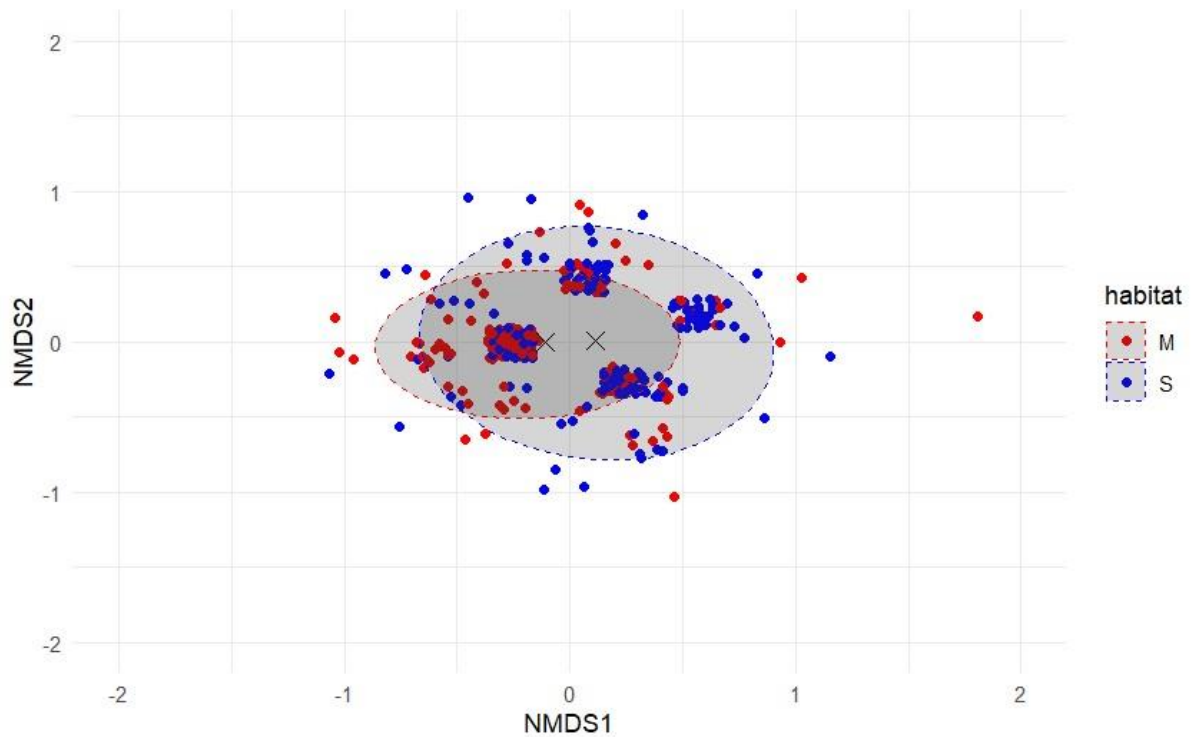


Figure 11 : NMDS réalisés sur la totalité des pièges (positifs comme négatifs)

L'ellipse rouge (matin) et l'ellipse bleue (soir) se chevauchent largement, ce qui confirme que les compositions des espèces de fourmis relevées le matin et le soir ne sont pas très distinctes.

B. Effet du micro-habitat sur la répartition spatiale des communautés de fourmis

Nous réalisons une NMDS afin de déterminer si le type de micro-habitat a une influence sur la répartition spatiale des communautés de fourmis au sein du parc (figure 12).

(I) NMDS sur la totalité des pièges en fonction des 3 modalités

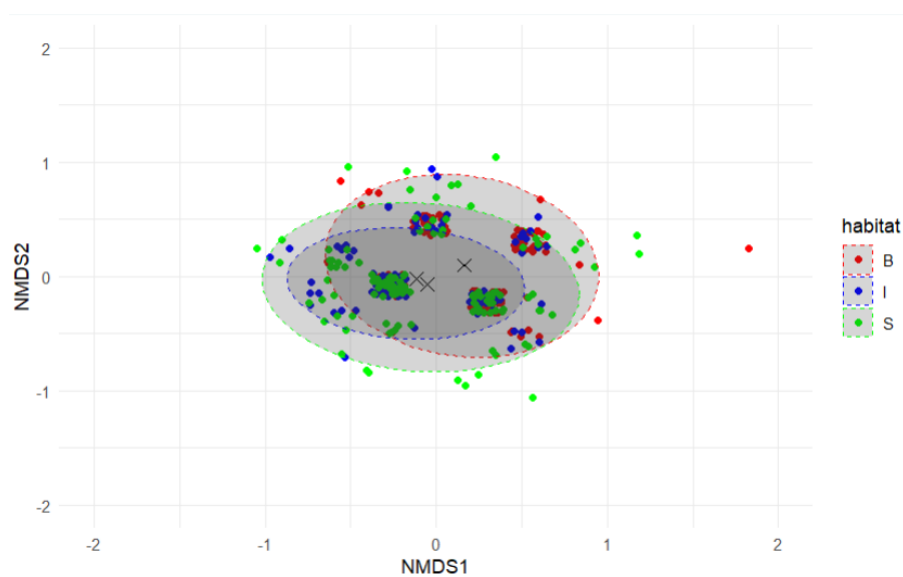


Figure 12 : NMDS de tous les pièges en fonction des 3 modalités (Bordure, inter-rang, sous panneaux)

(II) ANOSIM

La différence entre les groupes est statistiquement significative ($p = 0.001$), même si la dissimilarité est faible ($R = 0.06944$).

(III) NMDS (cf. exemple de code sur Rstudio, annexe 2)

La figure 12 NMDS montre une forte similarité entre les échantillons des différents groupes, avec un chevauchement significatif des ellipses de confiance des groupes.

En résumé, bien que les groupes présentent des compositions d'espèces de fourmis légèrement différentes, ces différences sont faibles mais significatives.

(IV) *Permanova* :

Ce test nous permet d'affirmer que le type de micro-habitat a un effet significatif sur la composition de la communauté de fourmis sur le site ($F(2,272)=8.718$; $p=0.001^{***}$).

(V) *Permanova post-hoc* :

Le test post-hoc (adonis-pairwise) fournit des précisions supplémentaires sur les différences de composition des communautés entre les modalités identifiées par le test PERMANOVA. Les résultats montrent que les communautés de la bordure et de l'inter-rang

sont significativement différentes ($F(1) = 6,866217$; $p = 0,006^{**}$), tout comme celles de la bordure et du sous-panneau ($F(1) = 16,277599$; $p = 0,003^{**}$). En revanche, il n'y a pas de différence significative entre les communautés de l'inter-rang et du sous-panneau ($F(1) = 2,852136$; $p = 0,063$).

C. Effet de la hauteur du couvert végétal sur la présence des espèces de *Myrmica*

Sachant que *Myrmica sabuleti* préfère les environnements à faible hauteur de couvert végétal (Elmes et Wardlaw, 1982), il est important d'analyser l'effet de celle-ci sur les communautés de *Myrmica*. Nous réalisons pour cela des GLM entre la hauteur du couvert végétal et la présence de chaque espèce de *Myrmica*. Pour rappel, une GLM (modèle linéaire généralisé, ou *Generalized Linear Model*) est une extension des modèles linéaires classiques qui permet de modéliser des relations entre variables en tenant compte de la distribution des données qui ne suivent pas nécessairement une distribution normale.

Pour les *M.sabuleti* :

La hauteur moyenne du couvert végétal a un effet significatif sur la présence de *M. sabuleti* (estimate=-0.10587 ; **p=0.00437^{**}**), la présence de cette espèce augmente significativement quand la hauteur moyenne du couvert végétal diminue.

Lorsque la hauteur maximale moyenne de la végétation augmente, la présence de *Msabuleti* tend à diminuer, bien que l'effet soit relativement petit (-0.001739 par unité de hauteur) (cf Figure...).

Pour les *M.schencki* :

La hauteur moyenne du couvert végétal a un effet sur la présence de *M. schencki*, bien qu'il ne soit pas significatif (estimate=0.01875 ; $p=0.207$).

Quant aux *M.specioides* (estimate=-0.008012 ; $p=0.71$) et *M.scabrinodis* (estimate=0.008162 ; $p=0.701$), la hauteur moyenne du couvert végétal n'a aucun effet significatif sur leurs présences.

Nous avons localisé les pièges positifs selon les espèces de *Myrmica* afin d'avoir une vue globale de la répartition (cf. figure 13).

Puis nous avons comparé la hauteur de la végétation avec la présence de *M. sabuleti* (cf. figure 14).

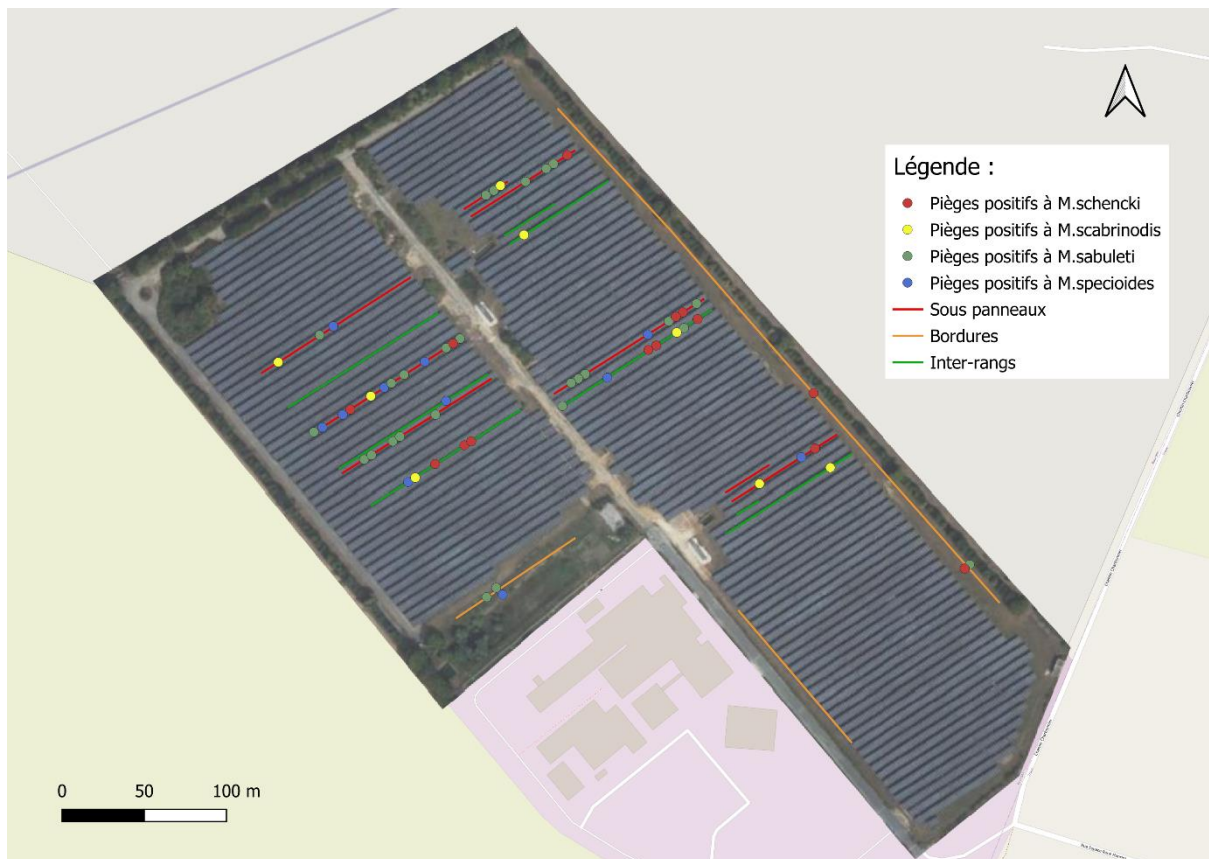


Figure 13 : Localisation des pièges positifs aux différentes espèces de *Myrmica* le long des transects (Auteur : Clément CHAUVET)

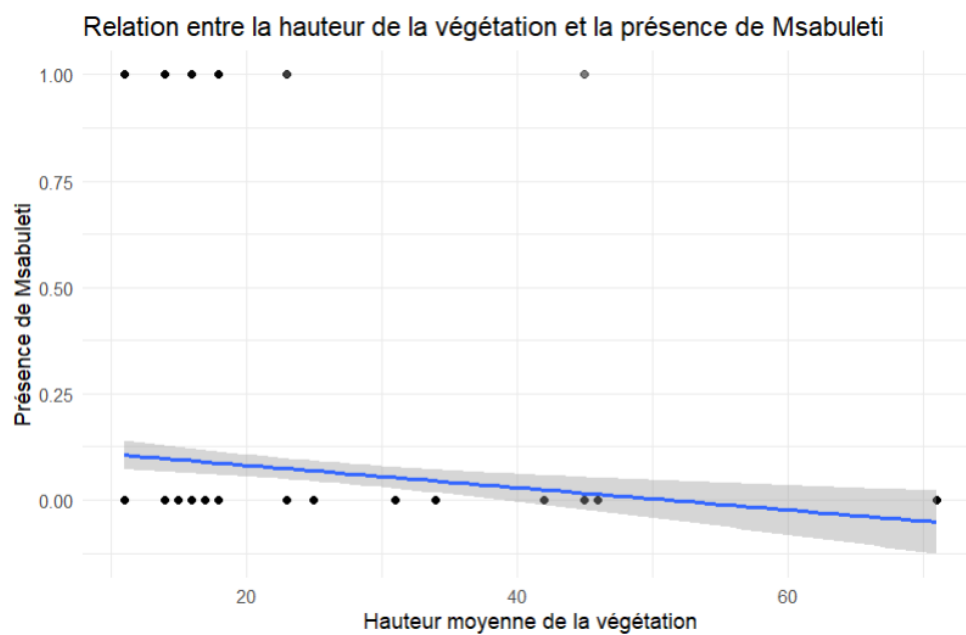


Figure 14 : Graphique de la relation entre la hauteur de la végétation et la présence de *M. sabuleti*.

Enfin, nous avons représenté de deux manières différentes la hauteur moyenne en fonction de la zone d'échantillonnage afin d'avoir un aperçu des tendances (cf. figure 15 et 16).

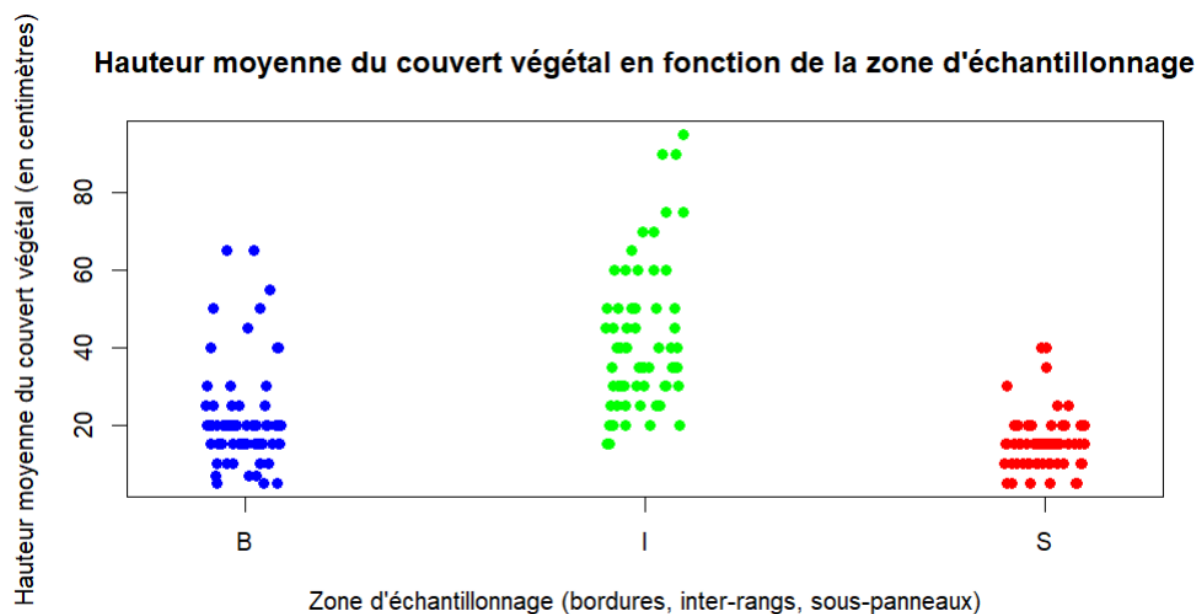


Figure 15 : Hauteur moyenne du couvert végétal en fonction de la zone d'échantillonnage (Bordure, inter-rang, sous panneaux)

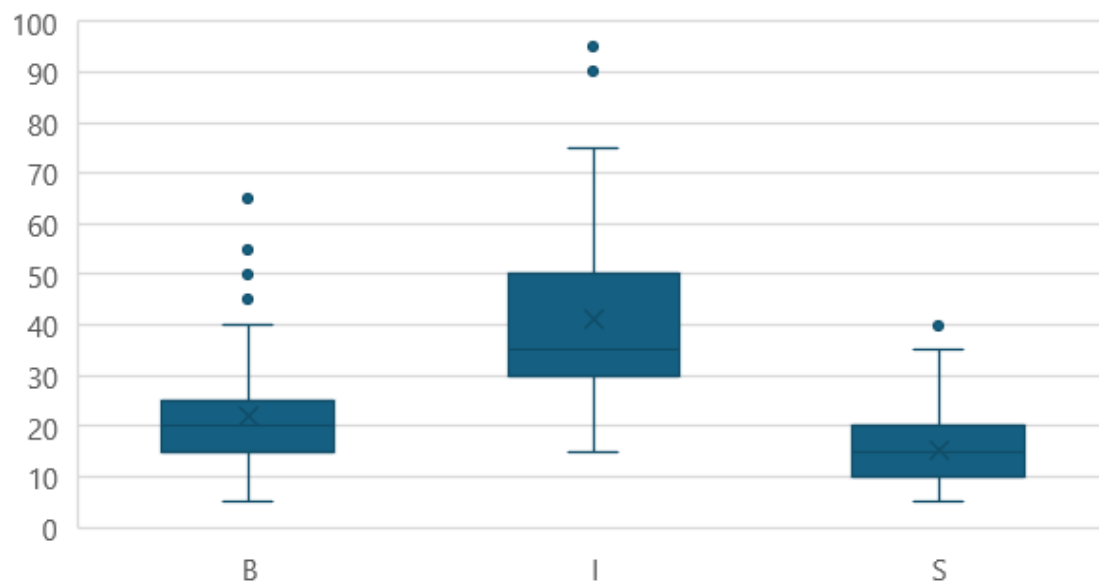


Figure 16 : Hauteur moyenne (en centimètres) du couvert végétal en fonction de la zone d'échantillonnage (Bordure, inter-rang, sous panneaux)

D. Effet des différentes modalités sur la présence des espèces de *Myrmica*

Nous allons maintenant nous intéresser aux espèces utiles au papillon *Phengaris Arion*, le genre *Myrmica*.

La présence de *M. specioides*, de *M. schencki* et de *M. scabrinodis* ne sont pas significativement influencées par le micro-habitat. En revanche, la présence de *M. sabuleti* est significativement influencée par la zone d'échantillonnage. La zone sous les panneaux à un effet positif et significatif sur la présence de *M. sabuleti* par rapport à la bordure, ce qui indique que cette espèce est nettement plus présente sous les panneaux qu'en bordure ($z = 3,324$; $p = 0,000888^{***}$). Cependant, l'inter-rang n'a pas d'effet significatif sur la présence de *M. sabuleti* comparé à la bordure ($z = 0,382$; $p = 0,702611$).

Ensuite nous avons réalisé des GLM afin de déterminer dans quelle modalités les fourmis du genre *Myrmica* étaient les plus présentes :

Le genre est significativement plus présent sous les panneaux qu'en bordure du site (Estimate = 1.41 ; $p = 0.0144^*$) et qu'en inter rang (Estimate = 2.56 ; $p = 2.41e-06^{***}$).

IV. Discussion

Tout d'abord, sur les 9 espèces trouvées sur le parc photovoltaïque, deux espèces étaient prédominantes *Formica cunicularia* et *Tapinoma erraticum*. Ce sont des genres communs en France et présents en abondance (Lenoir et al., 2023). Le genre *Temnothorax* était, au contraire, le genre le moins présent sur le site.

A. Effet des panneaux sur la distribution spatiale des différentes espèces de fourmis

Les résultats des tests Anosim et Permanova montrent que les communautés de fourmis différaient de manière significative entre les trois zones d'échantillonnage. Plus précisément, la communauté de fourmis en bordure du site était significativement différente de celles présentes en inter-rangs et sous les panneaux photovoltaïques (voir le test post-hoc de la Permanova dans la section résultats). En revanche, les communautés de fourmis en inter-rangs et sous les panneaux ne présentaient pas de différences significatives. Ce résultat

semble cohérent avec l'impact environnemental des panneaux. En effet, l'ombre qu'ils projettent modifie les conditions microclimatiques non seulement en dessous, mais aussi à proximité, pendant une grande partie de l'année. C'est pour cette raison que le pourcentage de sol nu était important sous les panneaux. Lorsque le soleil est relativement bas, l'ombre des panneaux prive les inter-rangs adjacents de la lumière du soleil.

D'autre part, le genre *Myrmica* était plus présent de façon significative sous les panneaux photovoltaïques site (Estimate=1.4116 ; $p=0.0144^*$) et en inter-rang (Estimate=2.5600 ; $p=2.41e-06^{***}$) qu'en bordure du site. Cela peut s'expliquer par la hauteur de la végétation (cf. figure 14, 15 et 16) sachant que la majorité des individus de ce genre sur ce site ont été récupérés dans les pièges situés sous les panneaux. *M. sabuleti* occupe une niche très restreinte, avec une hauteur optimale de couvert végétal située entre 0 et 3 centimètres. La densité de cette espèce diminue à mesure que la hauteur du couvert augmente, et elle disparaît complètement lorsque celui-ci dépasse 7 centimètres (Thomas et al, 2009). Cependant, la hauteur optimale de végétation pour le développement de *Myrmica* varie en fonction de la latitude (Casacci et al. 2011).

La hauteur de la végétation a donc un impact sur la présence et/ou l'absence du genre *Myrmica*. En revanche, notre étude présente un biais puisque nous avons relevé la hauteur moyenne de la végétation de façon arbitraire à l'aide d'un mètre. Si le temps ne nous avait pas fait défaut, nous aurions dû appliquer la méthode des points de contacts pour définir de façon plus précise la hauteur de la végétation.

B. Intégration de *Phengaris arion*

Le but de cette étude était de déterminer s'il était possible de réintroduire le papillon Maculinae Arion sur le champ de panneaux photovoltaïques de l'aéroport de Bourges. Nous avons observé grâce aux GLM que les *Myrmica sabuleti* (essentielle au développement de la larve du papillon), se situent majoritairement sous les panneaux photovoltaïques comparé à la bordure (Estimate = 1.41 ; $p = 0.0144^*$) ainsi qu'en inter-rang (Estimate = 2.56 ; $p = 2.41e-06^{***}$). Cela s'explique car *Myrmica sabuleti* préfère les environnements à faible hauteur de couvert végétal (Elmes et Wardlaw, 1982).

Néanmoins, il est nécessaire que la plante hôte et le nid des *M. sabuleti* soit assez proche géographiquement l'un de l'autre, le genre *Myrmica* ne s'alimente pas à plus de deux mètres autour de son nid. Il est cependant difficile d'imaginer du *T.pulegioides* ou de l'*O.vulgare* pousser entre ou sous les panneaux à cause de l'ombrage. La plante hôte et la

fourmi hôte se retrouve donc à des endroits géographiquement différents ce qui empêche la larve d'être récupérée par les fourmis.

D'autre part, nous avons vu que l'augmentation de la hauteur moyenne de la végétation est associée à une légère diminution de la présence de *M. sabuleti* et que la hauteur moyenne de la végétation était plus élevée en bordure (là où se situent les plantes hôtes).

Une des solutions pour réintroduire le papillon serait de faucher régulièrement en bordure afin de réduire la hauteur moyenne de la végétation et ainsi permettre aux *M. sabuleti* de s'y installer. Le site étant actuellement pâturé, il serait nécessaire d'augmenter l'intensité de pâturage pour la réintroduction du papillon. Il reste néanmoins le problème que le pâturage ovin est très sélectif (Sebastià et al., 2008) et ne permettra pas forcément de réduire la hauteur de végétation près des plantes hôtes.

Pour résumer, il faudrait rapprocher les plantations près des panneaux (en bordure) et faire baisser la hauteur moyenne de la végétation sur tout le site avec un fauchage ou un pâturage plus intensif.

C. Limites de l'étude

Cette étude était soumise à plusieurs facteurs dont les principaux étaient les conditions météorologiques ainsi que le temps de trajet entre Tours et le lieu d'étude.

Les trois journées d'échantillonnage devaient être réparti pendant le mois de mai, mais à cause de températures plus basses que les normes de saison ainsi que de trop fortes précipitations, nous avons réalisés l'échantillonnage début juin. Toutes les analyses (identification et analyses statistiques) ont donc été reportées.

Nous avons relevé plus d'une centaine de pièges vides. Ce n'est pas anormal mais différents facteurs météorologiques pourraient expliquer ces résultats. Nous avons notamment relevé plus de pièges négatif le matin.

Le matin, les inventaires étaient réalisés entre 8h et 10h, suivant les recommandations du protocole établi par Bernard Kaufmann (Kaufmann et al., 2014). Ce protocole suggérait deux créneaux horaires pour l'échantillonnage des individus au mois de juin : de 8h à 10h et de 16h à 18h, dans le but d'assurer des conditions météorologiques uniformes, notamment en ce qui concerne la température. Cependant, les températures étaient relativement basses pour cette période de l'année, à cette horaire (entre 12 et 14°C selon les sondes placées sur le

site). L'humidité du sol importante dans notre période d'échantillonnage peut aussi influencer sur les communautés de fourmis présentes.

Ces conditions différentes entre le matin et le soir ont impacté la structure de la communauté de fourmis que nous avons relevés. Celle-ci différait significativement entre le matin et le soir ($F(1,272)=7.631566$; $p=0.001^{***}$) et était impacté par l'heure d'échantillonnage en inter-rang ($F(1,68)=10.411$; $p=0.001^{***}$) et en sous panneaux ($F(1,97)=3.1559$; $p=0.011^*$).

Enfin, nous n'avons pas récupéré de *Lasius flavus* dans les pièges posés alors que nous l'avons aperçu en inter-rang sur le site. Cela peut être expliqué à la fois par leur comportement ou bien par la faible densité de leurs nids sur le site. Il s'agit d'une espèce qui ne sort que peu à la surface car elle se nourrit de miellat sécrété par les pucerons qu'elles élèvent dans leur nid (Czerwinski et al., 1971).

D. Un retour réflexif sur l'expérience : projection dans un métier

Ce stage m'a permis de développer des connaissances que je n'avais pas telles que l'utilisation de l'outil R studio pour les analyses statistiques. J'ai appris par moi-même à m'en servir et appris ce langage de programmation.

Cependant, cela m'a fait réaliser que le milieu de la recherche ne me conviendrait pas pour un futur métier. Je m'orienterai l'année prochaine vers un stage plus tourné vers l'aménagement des villes et du territoire.

Remerciements

Je tiens à remercier Nathan Dubreuil, il m'a aidé à trouver de la bibliographie sur un sujet que je ne connaissais pas du tout et sur lequel je n'avais peu beaucoup de temps pour effectuer des recherches. Il a su répondre à mes questions concernant les diverses espèces.

Je tiens également à remercier Jean-Luc Mercier qui nous a assisté pour l'identification des espèces de fourmis et qui était présent avec nous sur le terrain le premier jour.

Et enfin je remercie Louison Bienvenue de m'avoir expliqué certaines bases afin de pouvoir apprendre à manier le logiciel R studio.

Bibliographie

- Akino, T., J. J. Knapp, J. A. Thomas, et G. W. Elmes. 1999. « Chemical mimicry and host specificity in the butterfly *Maculinea rebeli*, a social parasite of *Myrmica* ant colonies ». *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 266 (1427): 1419-26. <https://doi.org/10.1098/rspb.1999.0796>.
- ANTAREA, Association. 2015. *Livret de détermination d'un groupe d'espèces de fourmis (Myrmica)*. Association. <https://side.developpement-durable.gouv.fr/Default/doc/SYRACUSE/349070/livret-de-determination-d-un-groupe-d-especes-de-fourmis-myrmica>.
- Armstrong, Alona, Nicholas J. Ostle, et Jeanette Whitaker. 2016. « Solar Park Microclimate and Vegetation Management Effects on Grassland Carbon Cycling ». *Environmental Research Letters* 11 (7): 074016. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/7/074016>.
- Barbault, Robert, et Bernard Chevassus-au-Louis. s. d. « Biodiversité et crise de croissance des sociétés humaines : l'horizon 2010 ».
- Barbero, F., S. Bonelli, J. A. Thomas, E. Balletto, et K. Schönrogge. 2009. « Acoustical mimicry in a predatory social parasite of ants ». *Journal of Experimental Biology* 212 (24): 4084-90. <https://doi.org/10.1242/jeb.032912>.
- Cardoso. 2019. « Predicting a global insect apocalypse - Cardoso - 2019 - Insect Conservation and Diversity - Wiley Online Library ». 2019. https://resjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/icad.12367?casa_token=_r6fP-MvxyEAAAAA%3Av1nG9--tzf2aKYtnaphH4yv3P1Ei-jTc_DcoTcal0daR6JKJ853S05y5q0-dRg-o0RI3_sBSuZniQcLE.
- Casacci, Luca Pietro, Magdalena Witek, Francesca Barbero, Dario Patricelli, Gaetano Solazzo, Emilio Balletto, et Simona Bonelli. 2011a. « Habitat Preferences of *Maculinea Arion* and Its *Myrmica* Host Ants: Implications for Habitat Management in Italian Alps ». *Journal of Insect Conservation* 15 (1): 103-10. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9327-x>.
- . 2011b. « Habitat Preferences of *Maculinea Arion* and Its *Myrmica* Host Ants: Implications for Habitat Management in Italian Alps ». *Journal of Insect Conservation* 15 (1): 103-10. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9327-x>.
- Chorein, Adrien. 2008. « Conservation de l'Azuré du serpolet ».
- Czerwinski, Z., H. Jakubczyk, et J. Petal. 1971. « Influence of ant hills on the meadow soils », Vol. 11, No.4, 277-285.
- Elmes, G. W., J. C. Wardlaw, et J. A. Thomas. 1991. « Larvae of *Maculinea Rebeli*, a Large-Blue Butterfly and Their *Myrmica* Host Ants: Patterns of Caterpillar Growth and Survival ». *Journal of Zoology* 224 (1): 79-92. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1991.tb04789.x>.
- Elmes, G. W., et Judith C. Wardlaw. 1982. « A Population Study of the Ants *Myrmica sabuleti* and *Myrmica scabrinodis*, Living at Two Sites in the South of England. I. A Comparison of Colony Populations ». *Journal of Animal Ecology* 51 (2): 651-64. <https://doi.org/10.2307/3989>.
- Elmes, G.W., Judith Wardlaw, Karsten Schonrogge, Jeremy Thomas, et Ralph Clarke. 2004. « Food stress causes differential survival of socially parasitic caterpillars of *Maculinea rebeli* integrated in colonies of host and non-host *Myrmica* ant species ». *Entomologia*

- Experimentalis et Applicata* 110 (janvier):53-63. <https://doi.org/10.1111/j.0013-8703.2004.00121.x>.
- Galkowski, C., et Lebas, C. 2015. « Guide d'identification des fourmis du genre *Myrmica*. Studio Pixart SRL Unipersonale. DREAL Auvergne et Antarea. »
- Godet, Laurent. 2017. « Notion en débat : biodiversité ». Document. Géoconfluences. École normale supérieure de Lyon. ISSN : 2492-7775. mai 2017. <https://geoconfluences.ens-lyon.fr/informations-scientifiques/a-la-une/notion-a-la-une/notion-biodiversite>.
- Hallmann, Caspar A., Martin Sorg, Eelke Jongejans, Henk Siepel, Nick Hofland, Heinz Schwan, Werner Stenmans, et al. 2017. « More than 75 Percent Decline over 27 Years in Total Flying Insect Biomass in Protected Areas ». *PLOS ONE* 12 (10): e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>.
- Harrison, Paul, et Fred Pearce. 2000. *AAAS Atlas of Population & Environment*. University of California Press.
- Kaufmann, B, J.-L. Mercier, et R. Itrac-Bruneau. 2014. « Protocole d'échantillonnage simple permettant d'évaluer la présence et l'importance des *Myrmica* au sein des communautés de fourmis ».
- Lenoir, Alain, Jean-Luc Mercier, Elfie Perdereau, Laurence Berville, et Christophe Galkowski. 2023. « Sur l'expansion des fourmis envahissantes du genre *Tapinoma* en France (Hymenoptera : Formicidae) ». *Osmia* 11 (janvier):1-10. <https://doi.org/10.47446/OSMIA11.1>.
- Madej, Loan, Luc Michaud, Cyrille Bouhier de L'Ecluse, Christophe Cogny, Marilyn Roncoroni, David Colosse, Robert Falcimagne, Sophie Jacquot, et Catherine Picon-Cochard. 2022. « Synthèse de la dynamique végétale sous l'influence de panneaux photovoltaïques et du pâturage sur deux sites prairiaux pâturés. Etude des effets sur une période annuelle. » Report, INRAE. <https://hal.inrae.fr/hal-03592786>.
- McCallum, Malcolm L. 2007. « Amphibian Decline or Extinction? Current Declines Dwarf Background Extinction Rate ». *Journal of Herpetology* 41 (3): 483-91. [https://doi.org/10.1670/0022-1511\(2007\)41\[483:ADOECD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1670/0022-1511(2007)41[483:ADOECD]2.0.CO;2).
- Nellemann, C., et Emily Corcoran. 2010. *Dead Planet, Living Planet: Biodiversity and Ecosystem Restoration for Sustainable Development: A Rapid Response Assessment*. UNEP/Earthprint.
- « Préserver et améliorer la biodiversité sur les parcs solaires - ENGIE Green ». 2023. 21 mars 2023. <https://www.engie-green.fr/actualite/preserver-et-ameliorer-la-biodiversite-sur-les-parcs-solaires/>.
- Sánchez-Bayo, Francisco, et Kris A. G. Wyckhuys. 2019a. « Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers ». *Biological Conservation* 232 (avril):8-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>.
- . 2019b. « Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers ». *Biological Conservation* 232 (avril):8-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>.
- Schönrogge, K., J. C. Wardlaw, A. J. Peters, S. Everett, J. A. Thomas, et G. W. Elmes. 2004. « Changes in Chemical Signature and Host Specificity from Larval Retrieval to Full Social Integration in the Myrmecophilous Butterfly *Maculinea Rebeli* ». *Journal of Chemical Ecology* 30 (1): 91-107. <https://doi.org/10.1023/b:joec.0000013184.18176.a9>.
- Sebastià, Maria-Teresa, Francesco de Bello, Laura Puig, et Marc Taull. 2008. « Grazing as a Factor Structuring Grasslands in the Pyrenees ». *Applied Vegetation Science* 11 (2): 215-22. <https://doi.org/10.3170/2008-7-18358>.

- Sepkoski, J. J. 1986. « Phanerozoic Overview of Mass Extinction ». In *Patterns and Processes in the History of Life*, édité par D. M. Raup et D. Jablonski, 277-95. Berlin, Heidelberg: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-70831-2_15.
- Sielezniew, Marcin, et Anna M. Stankiewicz. 2008. « *Myrmica Sabuleti* (Hymenoptera: Formicidae) Not Necessary for the Survival of the Population of *Phengaris* (Maculinea) *Arion* (Lepidoptera: Lycaenidae) in Eastern Poland: Lower Host-Ant Specificity or Evidence for Geographical Variation of an Endangered Social Parasite? » *EJE* 105 (4): 637-41. <https://doi.org/10.14411/eje.2008.086>.
- Swaay, Chris A. M. A. van, et Martin S. Warren. 2006. « Prime Butterfly Areas of Europe: An Initial Selection of Priority Sites for Conservation ». *Journal of Insect Conservation* 10 (1): 5-11. <https://doi.org/10.1007/s10841-005-7548-1>.
- Teyssèdre, Anne. s. d. « Vers une sixième grande crise d'extinctions ? »
- Thomas, J. A. 2002. « Larval Niche Selection and Evening Exposure Enhance Adoption of a Predacious Social Parasite, *Maculinea arion* (Large Blue Butterfly), by *Myrmica* Ants ». *Oecologia* 132 (4): 531-37.
- Thomas, J. A., G. W. Elmes, J. C. Wardlaw, et M. Woyciechowski. 1989a. « Host Specificity among *Maculinea* Butterflies in *Myrmica* Ant Nests ». *Oecologia* 79 (4): 452-57. <https://doi.org/10.1007/BF00378660>.
- . 1989b. « Host Specificity among *Maculinea* Butterflies in *Myrmica* Ant Nests ». *Oecologia* 79 (4): 452-57. <https://doi.org/10.1007/BF00378660>.
- Thomas, J. A., D. J. Simcox, et R. T. Clarke. 2009. « Successful Conservation of a Threatened *Maculinea* Butterfly ». *Science* 325 (5936): 80-83. <https://doi.org/10.1126/science.1175726>.
- Thomas, J. A., et J. C. Wardlaw. 1992. « The Capacity of a *Myrmica* Ant Nest to Support a Predacious Species of *Maculinea* Butterfly ». *Oecologia* 91 (1): 101-9. <https://doi.org/10.1007/BF00317247>.
- Thomas, Jeremy A., et Josef Settele. 2004. « Butterfly Mimics of Ants ». *Nature* 432 (7015): 283-84. <https://doi.org/10.1038/432283a>.
- Union Internationale pour l'Etude des Insectes Sociaux (UIEIS). 2008. « Identification des fourmis européennes ».

Annexes

Annexe 1 :

Impacts du fauchage et du pâturage sur la végétation dans les parcs photovoltaïques

Introduction (Tälle et al. 2018)

Les prairies semi-naturelles possèdent souvent un nombre d'espèces animales et de plantes important (Chytrý et al. 2016; D'Aniello et al. 2011). Ces espaces sont créés et préservés avec le fauchage et/ou le pâturage. Leur gestion est essentielle pour prévenir le boisement résultant de la succession secondaire (Hansson et Fogelfors 2000; Stefanie Kahmen, Poschlod, et Schreiber 2002; Peter et al. 2009; Wahlman et Milberg 2002). Certaines de ces plaines figurent d'ailleurs parmi les habitats les plus riches en espèces dans le paysage façonné par l'Homme en Europe (Poschlod, Baumann, et Karlik 2009; Wilson et al. 2012). Ce milieu rend des services importants comme la pollinisation, la régulation de l'eau ou la protection contre l'érosion des sols (Bazzoffi 2009; Öckinger et Smith 2007). Il s'agit dans ce rapport de résumer les différents effets du fauchage et du pâturage sur la végétation.

Le pâturage

Impact du pâturage sur la végétation

Il est déjà connu que le pâturage par des moutons (Posse, Anchorena, et Collantes 2000), par des chevaux (Ödberg et Francis-Smith 1977) ou par d'autres animaux favorise l'hétérogénéité (répartition non-uniforme de la végétation en petites parcelles). Cette hétérogénéisation permet d'augmenter la richesse spécifique et l'indice Shannon (Ansquer et al. 2004; Marion 2010). Les espèces présentes sont plus diversifiées dans un site pâturé que dans un site sans perturbation extérieure (Díaz et al. 2007; Glenn, Collins, et Gibson 1992).

Ce processus d'hétérogénéisation se place à l'échelle régionale (J. P. Bakker, de Leeuw, et van Wieren 1984; Senft et al. 1987), et va permettre dans la majorité des cas d'améliorer la diversité dans les prairies fertiles (E. S. Bakker et al. 2006; Jan P. Bakker 1998; Cingolani, Noy-Meir, et Díaz 2005; Collins et al. 1998; Golodets, Kigel, et Sternberg 2011; Klimek et al. 2007; Peco et al. 2005; Proulx et Mazumder 1998) et prairies d'herbes hautes (Collins 1987). Cela est possible car le pâturage va réduire la dominance des espèces dominantes (par exemple des herbes hautes) (Díaz et al. 2007) et donc laisser de la place pour les autres espèces qui migrent de la région (Glenn, Collins, et Gibson 1992) ainsi que les plantes à faible hauteur (Díaz et al. 2007). Les espèces qui vont s'installer dans ces espaces libres dépendent des communautés alentour (Marion 2010). La diversité locale étant fonction directe de la diversité régionale (Ricklefs 1987), elle dépend donc de la réussite des migrations des plantes environnantes.

Une telle diminution du schéma de dominance permet la diminution des interactions compétitives et favorise une variété d'espèces végétales moins compétitives mais plus tolérantes au pâturage (Amiaud et al. 2008; Jan P. Bakker 1998; Collins et al. 1998).

Plus précisément, le pâturage permet de limiter les plantes vivaces compétitives (Díaz et al. 2007) qui peuvent dominer un site comme le Chiendent Commun (*Elymus repens*), le *Juncus gerardi* ou l'*Agrostis stolonifera* (Marion 2010) ainsi que les graminoides Touradon. D'autre part, cela va favoriser les plantes annuelles (et leur richesse spécifique) ainsi que les plantes stolonifères et les rosettes (Díaz et al. 2007).

Le pâturage va cependant avoir un impact différent selon la productivité de l'écosystème, selon l'historique que possède le site avec le pâturage (Cingolani, Noy-Meir, et Díaz 2005), selon l'hétérogénéité de la végétation en l'absence de brouteurs (Adler, Raff, et Lauenroth 2001) ainsi que selon l'échelle observée (Sebastià et al. 2008b).

Concrètement, le pâturage peut agir de deux manières sur la végétation :

De manière directe :

- Pertes de tissus par défoliation et/ou dégâts liés au piétinement des brouteurs.

De manière indirecte :

- Modification de leur environnement abiotique (fertilité du sol, quantité de lumière (Augustine et Frank 2001; C. Bakker, Blair, et Knapp 2003; Day et Detling 1990; Marion 2010; Posse, Anchorena, et Collantes 2000).
- Modification de leur environnement biotique (nature et intensité des interactions entre plantes (Hartley et Amos 1999; Nash Suding et Goldberg 2001; Van Der Wal et al. 2000).

Le pâturage va donc en quelque sorte "filtrer" la végétation selon les traits fonctionnels des plantes (Lavorel et al. 1997; Lavorel et Garnier 2002; McGill et al. 2006; Violle et al. 2007). L'aptitude à la compétition, la stratégie d'acquisition des ressources, les mécanismes de régénération des plantes à la suite du piétinement et à la défoliation sont des facteurs qui vont influencer sur la proportion que chaque espèce va occuper sur le site pâturé (Marion 2010). Il y a donc plusieurs traits qui permettent aux plantes de subsister, soit en évitant ou minimisant l'impact du pâturage, soit en le tolérant (Briske 1996).

Afin d'éviter le pâturage, on peut remarquer divers traits chez les plantes (Marion 2010):

- Une faible palatabilité (Díaz et al. 2007)
- Une hauteur faible
- Présence d'épines ou d'organes de défenses
- Un cycle de vie court (par exemple une plante annuelle)

Et pour tolérer le pâturage (Marion 2010):

- Fort taux de croissance (forte surface foliaire spécifique)

- Forte production de graines

Les plantes possédant ces traits pour tolérer ou éviter le pâturage pourront plus facilement s'épanouir.

L'impact positif du pâturage sur la qualité de la végétation peut aussi s'expliquer notamment par l'élimination des tissus sénescents et leur remplacement par des tissus plus jeunes ou par un compromis entre la tolérance au pâturage et l'appétence des espèces (Augustine et McNaughton 1998).

Fréquence et intensité de pâturage

La fréquence et l'intensité du pâturage doivent être adaptées au site et à la végétation présente. Si le site est constamment pâturé avec une forte intensité, cela peut avoir l'effet inverse sur l'hétérogénéité. Cela peut produire une végétation essentiellement composée de plantes qui tolèrent le pâturage (Facelli, Leon, et Deregibus 1989; McNaughton 1984) et tout le site pourrait se retrouver composé d'un seul groupement de plantes, les graminées appréciées par les brouteurs pourraient disparaître.

Il existe aussi plusieurs méthodes de pâturage tel que le pâturage tournant et le pâturage continu (Cogranne, Bonnafis, et Martin 2018).

Impact selon le type d'animaux qui pâture (Marion 2010)

Le type de bétail utilisé pour le pâturage serait plus important que l'intensité de pâturage pour la diversité de la végétation (Tóth et al. 2018). En effet, la composition floristique entre différentes parcelles va dépendre de l'espèce d'herbivore en pâturage.

Le pâturage bovin permet d'augmenter l'hétérogénéité de la végétation dans les parcelles restreintes tandis que le pâturage ovin la réduit. Cela est lié au fait que les moutons sont des brouteurs sélectifs qui consomment les meilleures plantes fourragères dans une parcelle, alors que les bovins cherchent à brouter dans de grandes parcelles, mais ne sélectionnent pas d'espèces particulières (Rook et al. 2004; WallisDeVries, Laca, et Demment 1999). Par conséquent, à l'échelle locale, le pâturage ovin est très sélectif et produit un fort effet d'homogénéisation de la végétation comme le montre une étude dans les Pyrénées (Sebastià et al. 2008b).

Donc le pâturage bovin est homogène à l'échelle locale, relativement aléatoire et, dans la même étude, a été associé à une forte hétérogénéité de la végétation entraînée par un plus grand morcellement de la végétation (Sebastià et al. 2008b). D'autre part, les chevaux génèrent une plus grande hétérogénéité au sein d'un site que les bovins, car ils vont morceler la végétation de façon non-uniforme à une plus grande échelle (Marion 2010).

Cependant, dans les Pyrénées centrales, il a été constaté que les moutons se nourrissent d'une plus grande variété de communautés végétales que les bovins (Aldezabal

et al. 2002; Sebastià et al. 2008b). Les moutons sont généralement conduits par des bergers et ils peuvent présenter un schéma de pâturage relativement homogène, étant donné que les bergers laissent moins de choix aux animaux pour sélectionner les parcelles d'alimentation.

Les bovins, étant plus souvent laissés relativement libres d'errer dans une zone, peuvent donc sélectionner les parcelles de leur choix. C'est pourquoi, à l'échelle du paysage, une plus grande diversité de communautés était associée au pâturage ovin. Ce qui est en contradiction avec le fait que le pâturage ovin semblait limiter l'hétérogénéité de la végétation et diminuer la diversité bêta (De Bello, Lepš, et Sebastià 2006). Les modes de pâturage et leurs effets sur la végétation peuvent donc changer pour un même type de pâturage en fonction de l'échelle (Sebastià et al. 2008b) ou même de l'intensité de pâturage.

Le type de bétail en pâturage va aussi avoir un impact différent sur la végétation à travers le piétinement et son intensité, le piétinement des chevaux est plus élevé que celui des bovins et des moutons. Ce qui peut favoriser certaines espèces résistantes au piétinement par rapport à d'autres (Marion 2010).

Enfin, il y a une différence dans le comportement de défécation. Les chevaux concentrent leurs excréments là où ils ont le moins brouté alors que les bovins ont un schéma de défécation plus homogène. Cela peut avoir un impact sur la végétation, par exemple, l'apport local élevé d'azote constaté dans les zones avec une concentration d'excréments pour chevaux, associé à une faible pression de pâturage, peut favoriser les espèces de graminées dominantes et exigeantes en azote (Marion 2010). Enfin, il est possible que les défécations et l'urine de moutons et les changements dans la quantité et la qualité des exsudats racinaires dans les prairies non pâturées puissent augmenter la biomasse et l'activité microbienne des sols (Bardgett et al. 1997).

Impact selon le milieu

On retrouve le même effet du pâturage sur l'homogénéité de la végétation et sur la richesse spécifique dans les prairies humides, dans le marais Poitevin par exemple (Marion 2010).

Dans les communautés hygrophiles (dans le marais Poitevin), seuls les chevaux ont pu morceler la végétation en pâturant et donc augmenter la diversité (Marion 2010). Cela pourrait s'expliquer à travers ces deux aspects :

- Les prairies humides sont souvent caractérisées par une productivité plus élevée (Fay et al. 2008).
- Les successions écologiques étant plus rapides dans ce milieu, la dynamique de la végétation est plus rapide (Rosenthal 2010).

Les chevaux, broutant davantage, serait donc plus à même de créer ce morcellement de la végétation dans un milieu où la végétation reprend plus rapidement sa place.

À l'inverse, dans un milieu où l'eau se fait plus rare, le pâturage pourrait avoir un impact négatif sur la végétation (notamment la diversité fonctionnelle et la richesse spécifique) (Carmona et al. 2012). Il en va de même si la végétation est éparse (Rakotoarimanana et al. 2008; Wiegand, Saltz, et Ward 2006).

Pour les sols podzoliques, un pâturage moins intense favoriserait la biomasse et l'activité microbienne. La biomasse et l'activité microbienne sont plus importantes dans un site avec une végétation dominée par *Nardus* et à faible pression de pâturage que dans les sols bruns à végétation *Agrostis Festuca* et à forte pression de pâturage. Cela est probablement dû à une disponibilité en ressource différente (teneur en matière organique) qui serait beaucoup plus élevée dans les sols podzoliques que dans les sols bruns (Bardgett et al. 1997).

Le pâturage ne conviendrait donc pas à tout environnement. Il est nécessaire d'étudier l'hétérogénéité de la végétation d'un site au préalable ainsi que la ressource en eau disponible (Carmona et al. 2012).

La fauche

Impact de la fauche sur la végétation

Le fauchage permet d'augmenter la diversité dans une variété de systèmes de prairie (Bobbink et al. 1987) et permet de réduire la biomasse aérienne, ce qui contribue à l'épuisement des nutriments et favorise la biodiversité de ces habitats (Al-Mufti et al. 1977; Oelmann et al. 2009). Contrairement au pâturage, le fauchage est plus homogène et donc la végétation l'est aussi. De plus, elle exerce une pression non-sélective (Kohler et al. 2004), permettant une plus grande diversité de traits fonctionnels (Catorci et al. 2014).

Fréquence et intensité de la fauche

Outre la date de la première fauche, une faible fréquence de coupe annuelle favorise également les plantes sauvages et les invertébrés. Et l'intervalle de temps entre deux fauchages ne semble pas être significatif en termes d'impact sur la végétation (Humbert et al. 2012). Les différences constatées entre les fréquences de fauchage sont minimales (Tälle et al. 2018). L'intensité de la gestion d'une prairie n'aurait aucun impact sur le nombre et l'abondance des abeilles ainsi que les plantes pollinisées par les insectes (Batáry et al. 2010).

Une fréquence de fauche plus élevée est cependant préférable dans les prairies où l'intensité de gestion antérieure était élevée (cultures, application d'engrais) (Tälle et al. 2018). Ceci est probablement lié à la productivité plus élevée en raison des nutriments résiduels ou d'une grande et dense quantité de graines de mauvaises herbes dans les sols (Karlík et Poschlod 2014; Török et al. 2012).

Dans le cas contraire, en cas de fauchage moins fréquent, la quantité de litière peut augmenter, ce qui entrave la germination et l'établissement des semis. Une fauche plus fréquente peut réduire la production de graines de certaines espèces, menaçant ainsi leur survie à long terme (S. Kahmen et Poschlod 2008; Loydi et al. 2013; Poschlod, Hoffman, et Bernhardt-Römermann 2011).

Au cours des phases initiales de restauration ou de conversion à la gestion par le fauchage, une fréquence de fauche plus élevée peut s'avérer nécessaire pour soutenir le développement de la végétation (Sundberg 2012).

Impact en zone humide

Le fauchage plus fréquent est bénéfique dans les prairies humides et dans les prairies avec une humidité du sol élevée (Tälle et al. 2018). Tout comme pour le pâturage en zone humide, cela est dû à la plus forte productivité des prairies humides (Fay et al. 2008) et des successions écologiques plus rapides (Rosenthal 2010). Il y aurait aussi une plus grande présence d'espèces clonales dans les prairies humides (comme les Cyperaceae), qui sont moins sensibles à une fauche plus fréquente ou à un pâturage intense (Benot et al. 2011; Tälle et al. 2018).

Période propice au fauchage

Afin de maximiser la diversité des espèces et de la végétation, il est approprié de déplacer la période de fauche du printemps (mai-juin) à l'été (juillet à septembre) (Humbert et al. 2012). En ce qui concerne les prairies humides et à litière, il est généralement recommandé de réaliser une coupe tardive (septembre ou plus tard) (Wettstein et Schmid 1999).

À l'échelle du paysage, l'utilisation de différents régimes de fauche augmentera la diversité des espèces, puisqu'il n'existe pas de période de fauche unique qui convienne à tous les organismes.

Lorsqu'il n'est pas possible de déplacer la période de fauche à l'échelle de tout le site, il est envisageable de laisser des zones d'herbe non fauchée pour favoriser les plantes et les animaux (Humbert et al. 2012).

Faucher pour favoriser la biodiversité (Humbert, Ghazoul, et Walter 2009)

L'utilisation de faucheuses à lames (une ou à deux lames) est recommandée par rapport aux faucheuses rotatives et aux faucheuses à fléaux, car elles provoquent environ deux fois moins de mortalité de la faune. La hauteur de coupe doit être idéalement fixée à 10

cm ou plus pour préserver au maximum la faune du sol. Il est possible de laisser des petites parcelles non fauchées ce qui profitera à de nombreux organismes (Guido et Gianelle 2001)

Discussion

Les différences majeures entre la fauche et le pâturage sont :

- Le piétinement
- L'irrégularité/hétérogénéité de la végétation avec le pâturage
- Les déjections

Ces trois différences vont permettre de favoriser certaines espèces, et d'améliorer le caractère hétérogène de la végétation.

D'après une étude analysant 35 expériences, il y aurait un effet globalement positif du pâturage par rapport au fauchage annuel (Tälle et al. 2016). Il est aussi possible de choisir la gestion appropriée selon le but recherché. Si par exemple l'enjeu est la préservation d'insectes ou de papillons par exemple, il faut privilégier le pâturage. Dans les prairies, le pâturage semblerait apporter plus de bénéfices au niveau de la biodiversité que le fauchage (Tälle et al. 2016).

Conclusion

Le fauchage et le pâturage sont deux méthodes de gestion utiles pour la diversité. Il est néanmoins nécessaire de les appliquer à la bonne période et à la bonne fréquence. Une fauche à la mauvaise période de l'année peut réduire la diversité par exemple. Il est pour cela nécessaire d'évaluer la végétation présente sur le site (notamment la vitesse des successions écologiques et de pousse des plantes) ainsi que le type de sol. Il est nécessaire d'utiliser les bons modes de gestions pour chaque site, car ils sont tous différents et ne demandent pas le même suivi.

Bibliographie

- Adler, P., Raff, D., & Lauenroth, W. (2001). The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia*, 128(4), 465-479. <https://doi.org/10.1007/s004420100737>
- Aldezabal, A., García-González, R., Gómez, D., & Fillat, F. (2002). El papel de los herbívoros en la conservación de los pastos: *Ecosistemas*, 11(3), Article 3. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/254>
- Al-Mufti, M. M., Sydes, C. L., Furness, S. B., Grime, J. P., & Band, S. R. (1977). A Quantitative Analysis of Shoot Phenology and Dominance in Herbaceous Vegetation. *Journal of Ecology*, 65(3), 759-791. <https://doi.org/10.2307/2259378>
- Amiaud, B., Touzard, B., Bonis, A., & Bouzillé, J.-B. (2008). After grazing exclusion, is there any modification of strategy for two guerrilla species : *Elymus repens* (L.) Gould and *Agrostis stolonifera* (L.)? *Plant Ecology*, 197(1), 107-117. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9364-z>

- Ansquer, P., Theau, J., Cruz, P., Viégas, J., Khaled, R., & Duru, M. (2004). *Caractérisation de la diversité fonctionnelle des prairies naturelles. Une étape vers la construction d'outils pour gérer les milieux à flore complexe* In : *La Biodiversité des prairies; un patrimoine, un rôle fonctionnel*.
- Augustine, D. J., & Frank, D. A. (2001). Effects of Migratory Grazers on Spatial Heterogeneity of Soil Nitrogen Properties in a Grassland Ecosystem. *Ecology*, 82(11), 3149-3162. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[3149:EOMGOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[3149:EOMGOS]2.0.CO;2)
- Augustine, D. J., & McNaughton, S. J. (1998). Ungulate Effects on the Functional Species Composition of Plant Communities : Herbivore Selectivity and Plant Tolerance. *The Journal of Wildlife Management*, 62(4), 1165-1183. <https://doi.org/10.2307/3801981>
- Bakker, C., Blair, J. M., & Knapp, A. K. (2003). Does resource availability, resource heterogeneity or species turnover mediate changes in plant species richness in grazed grasslands? *Oecologia*, 137(3), 385-391. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1360-y>
- Bakker, E. S., Ritchie, M. E., Olff, H., Milchunas, D. G., & Knops, J. M. H. (2006). Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. *Ecology Letters*, 9(7), 780-788. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00925.x>
- Bakker, J. P. (1998). The impact of grazing on plant communities. In M. F. WallisDeVries, S. E. Van Wieren, & J. P. Bakker (Éds.), *Grazing and Conservation Management* (p. 137-184). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-011-4391-2_5
- Bakker, J. P., de Leeuw, J., & van Wieren, S. E. (1984). Micro-patterns in grassland vegetation created and sustained by sheep-grazing. *Vegetatio*, 55(3), 153-161. <https://doi.org/10.1007/BF00045017>
- Bardgett, R. D., Leemans, D. K., Cook, R., & Hobbs, P. J. (1997). Seasonality of the soil biota of grazed and ungrazed hill grasslands. *Soil Biology and Biochemistry*, 29(8), 1285-1294. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00019-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00019-9)
- Batáry, P., Báldi, A., Sárospataki, M., Kohler, F., Verhulst, J., Knop, E., Herzog, F., & Kleijn, D. (2010). Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136(1), 35-39. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.11.004>
- Bazzoffi, P. (2009). Soil erosion tolerance and water runoff control : Minimum environmental standards. *Regional Environmental Change*, 9(3), 169-179. <https://doi.org/10.1007/s10113-008-0046-8>
- Benot, M.-L., Mony, C., Merlin, A., Marion, B., Bouzillé, J.-B., & Bonis, A. (2011). Clonal Growth Strategies Along Flooding and Grazing Gradients in Atlantic Coastal Meadows. *Folia Geobotanica*, 46(2), 219-235. <https://doi.org/10.1007/s12224-010-9082-5>
- Bobbink, R., During, H. J., Schreurs, J., Willems, J., & Zielman, R. (1987). Effects of selective clipping and mowing time on species diversity in chalk grassland. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 22(4), 363-376. <https://doi.org/10.1007/BF02853233>
- Briske, D. D. (1996). *Strategies of Plant Survival in Grazed Systems : A Functional Interpretation*.
- Carmona, C. P., Azcárate, F. M., de Bello, F., Ollero, H. S., Lepš, J., & Peco, B. (2012). Taxonomical and functional diversity turnover in Mediterranean grasslands : Interactions between grazing, habitat type and rainfall. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), 1084-1093. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02193.x>
- Catorci, A., Cesaretti, S., Malatesta, L., & Tardella, F. M. (2014). Effects of grazing vs mowing on the functional diversity of sub-Mediterranean productive grasslands. *Applied Vegetation Science*, 17(4), 658-669. <https://doi.org/10.1111/avsc.12103>
- Chytrý, M., Dražil, T., Hájek, M., Kalníková, V., Preislerová, Z., Šibík, J., & Ujházy K, Axmanová I, Bernátová D, Blanár D, Dancák M, Drevojan P, Fajmon K, Galvánek D, Hájková P, Herben T, Hrivnák R, Janecek Š, Janišova M, Jiráská Š, Kliment J, Kochjarová J, Lepš J, Leskovjanská A, Merunková K, Mládek J, Skezák M, Šeffer J, Šefferová V, Škodová I, Uhlířová J, Ujházyová M, Vymazalová M. (2016). *The most*

- species-rich plant communities in the Czech Republic and Slovakia (with new world records)*. *Preslia* 87, 217-278.
- Cingolani, A. M., Noy-Meir, I., & Díaz, S. (2005). Grazing Effects on Rangeland Diversity : A Synthesis of Contemporary Models. *Ecological Applications*, 15(2), 757-773.
<https://doi.org/10.1890/03-5272>
- Cogranne, T., Bonnafis, L., & Martin, G. G. (2018). *Pâturage tournant : Définition*.
<https://doi.org/10.17180/J9ZH-DJ87>
- Collins, S. L. (1987). Interaction of Disturbances in Tallgrass Prairie : A Field Experiment. *Ecology*, 68(5), 1243-1250. <https://doi.org/10.2307/1939208>
- Collins, S. L., Knapp, A. K., Briggs, J. M., Blair, J. M., & Steinauer, E. M. (1998). Modulation of Diversity by Grazing and Mowing in Native Tallgrass Prairie. *Science*, 280(5364), 745-747. <https://doi.org/10.1126/science.280.5364.745>
- D'Aniello, B., Stanislao, I., Bonelli, S., & Balletto, E. (2011). Haying and grazing effects on the butterfly communities of two Mediterranean-area grasslands. *Biodiversity and Conservation*, 20(8), 1731-1744. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0058-4>
- Day, T. A., & Detling, J. K. (1990). Grassland Patch Dynamics and Herbivore Grazing Preference Following Urine Deposition. *Ecology*, 71(1), 180-188.
<https://doi.org/10.2307/1940258>
- De Bello, F., Lepš, J., & Sebastià, M.-T. (2006). Variations in species and functional plant diversity along climatic and grazing gradients. *Ecography*, 29(6), 801-810.
<https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04683.x>
- Díaz, S., Lavorel, S., McIntYRE, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D. G., Skarpe, C., Rusch, G., Sternberg, M., Noy-Meir, I., Landsberg, J., Zhang, W., Clark, H., & Campbell, B. D. (2007). Plant trait responses to grazing – a global synthesis. *Global Change Biology*, 13(2), 313-341. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01288.x>
- Facelli, J. M., Leon, R. J. C., & Deregibus, V. A. (1989). Community Structure in Grazed and Ungrazed Grassland Sites in the Flooding Pampa, Argentina. *The American Midland Naturalist*, 121(1), 125-133. <https://doi.org/10.2307/2425663>
- Fay, P. A., Kaufman, D. M., Nippert, J. B., Carlisle, J. D., & Harper, C. W. (2008). Changes in grassland ecosystem function due to extreme rainfall events : Implications for responses to climate change. *Global Change Biology*, 14(7), 1600-1608.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01605.x>
- Glenn, S. M., Collins, S. L., & Gibson, D. J. (1992). Disturbances in tallgrass prairie : Local and regional effects on community heterogeneity. *Landscape Ecology*, 7(4), 243-251.
<https://doi.org/10.1007/BF00131255>
- Golodets, C., Kigel, J., & Sternberg, M. (2011). Plant diversity partitioning in grazed Mediterranean grassland at multiple spatial and temporal scales. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1260-1268. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02031.x>
- Guido, M., & Gianelle, D. (2001). Distribution patterns of four Orthoptera species in relation to microhabitat heterogeneity in an ecotonal area. *Acta Oecologica*, 22(3), 175-185.
[https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(01\)01109-2](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(01)01109-2)
- Hansson, M., & Fogelfors, H. (2000). Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science*, 11(1), 31-38. <https://doi.org/10.2307/3236772>
- Hartley, S. E., & Amos, L. (1999). Competitive interactions between *Nardus stricta* L. and *Calluna vulgaris* (L.) Hull : The effect of fertilizer and defoliation on above- and below-ground performance. *Journal of Ecology*, 87(2), 330-340.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00353.x>
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., & Walter, T. (2009). Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 130(1), 1-8.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.11.014>
- Humbert, J.-Y., Pellet, J., Buri, P., & Arlettaz, R. (2012). Does delaying the first mowing date benefit biodiversity in meadowland? *Environmental Evidence*, 1(1), 9.
<https://doi.org/10.1186/2047-2382-1-9>

- Kahmen, S., & Poschlod, P. (2008). Does Germination Success Differ with Respect to Seed Mass and Germination Season? Experimental Testing of Plant Functional Trait Responses to Grassland Management. *Annals of Botany*, 101(4), 541-548. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm311>
- Kahmen, S., Poschlod, P., & Schreiber, K.-F. (2002). Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation*, 104(3), 319-328. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00197-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00197-5)
- Karlík, P., & Poschlod, P. (2014). Soil seed-bank composition reveals the land-use history of calcareous grasslands. *Acta Oecologica*, 58, 22-34. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2014.03.003>
- Klimek, S., Richter gen. Kemmermann, A., Hofmann, M., & Isselstein, J. (2007). Plant species richness and composition in managed grasslands : The relative importance of field management and environmental factors. *Biological Conservation*, 134(4), 559-570. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.09.007>
- Kohler, F., Gillet, F., Gobat, J.-M., & Buttler, A. (2004). Seasonal vegetation changes in mountain pastures due to simulated effects of cattle grazing. *Journal of Vegetation Science*, 15(2), 143-150. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02249.x>
- Lavorel, S., & Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits : Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16(5), 545-556. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x>
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J., & Forbes, T. D. A. (1997). Plant functional classifications : From general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution*, 12(12), 474-478. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01219-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01219-6)
- Loydi, A., Eckstein, R. L., Otte, A., & Donath, T. W. (2013). Effects of litter on seedling establishment in natural and semi-natural grasslands : A meta-analysis. *Journal of Ecology*, 101(2), 454-464. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12033>
- Marion, B. (2010). *Impact du pâturage sur la structure de la végétation : Interactions biotiques, traits et conséquences fonctionnelles*. [Phdthesis, Université Rennes 1]. <https://theses.hal.science/tel-00566651>
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(4), 178-185. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>
- McNaughton, S. J. (1984). Grazing Lawns : Animals in Herds, Plant Form, and Coevolution. *The American Naturalist*, 124(6), 863-886. <https://doi.org/10.1086/284321>
- Nash Suding, K., & Goldberg, D. (2001). Do Disturbances Alter Competitive Hierarchies? Mechanisms of Change Following Gap Creation. *Ecology*, 82(8), 2133-2149. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[2133:DDACHM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[2133:DDACHM]2.0.CO;2)
- Öckinger, E., & Smith, H. G. (2007). Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 50-59. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01250.x>
- Ödberg, F. O., & Francis-Smith, K. (1977). Studies on the formation of ungrazed eliminative areas in fields used by horses. *Applied Animal Ethology*, 3(1), 27-34. [https://doi.org/10.1016/0304-3762\(77\)90068-2](https://doi.org/10.1016/0304-3762(77)90068-2)
- Oelmann, Y., Broll, G., Hölzel, N., Kleinebecker, T., Vogel, A., & Schwartze, P. (2009). Nutrient impoverishment and limitation of productivity after 20 years of conservation management in wet grasslands of north-western Germany. *Biological Conservation*, 142(12), 2941-2948. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.07.021>
- Peco, B., de Pablos, I., Traba, J., & Levassor, C. (2005). The effect of grazing abandonment on species composition and functional traits : The case of dehesa grasslands. *Basic and Applied Ecology*, 6(2), 175-183. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.01.002>
- Peter, M., Gigon, A., Edwards, P. J., & Lüscher, A. (2009). Changes over three decades in the floristic composition of nutrient-poor grasslands in the Swiss Alps. *Biodiversity and Conservation*, 18(3), 547-567. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9521-2>

- Poschlod, P., Baumann, A., & Karlik, P. (2009). Origin and development of grasslands in Central Europe. In *Grasslands in Europe* (p. 15-25). KNNV Publishing.
https://doi.org/10.1163/9789004278103_003
- Poschlod, P., Hoffman, J., & Bernhardt-Römermann, M. (2011). *Effect of grassland management on the age and reproduction structure of Helianthemum nummularium and Lotus corniculatus populations. Preslia* 83, 421-435.
- Posse, G., Anchorena, J., & Collantes, M. B. (2000). Spatial micro-patterns in the steppe of Tierra del Fuego induced by sheep grazing. *Journal of Vegetation Science*, 11(1), 43-50. <https://doi.org/10.2307/3236774>
- Proulx, M., & Mazumder, A. (1998). Reversal of Grazing Impact on Plant Species Richness in Nutrient-Poor Vs. Nutrient-Rich Ecosystems. *Ecology*, 79(8), 2581-2592.
[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[2581:ROGIOP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2581:ROGIOP]2.0.CO;2)
- Rakotoarimanana, V., Gondard, H., Ranaivoarivelo, N., & Carrière, S. (2008). Influence du pâturage sur la diversité floristique, la production et la qualité fourragère d'une savane des Hautes Terres malgaches (région de Fianarantsoa). *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 19, 39-46.
<https://doi.org/10.1684/sec.2008.0120>
- Ricklefs, R. E. (1987). Community Diversity : Relative Roles of Local and Regional Processes. *Science*, 235(4785), 167-171.
<https://doi.org/10.1126/science.235.4785.167>
- Rook, A. J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., WallisDeVries, M. F., Parente, G., & Mills, J. (2004). Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation*, 119(2), 137-150.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.11.010>
- Rosenthal, G. (2010). Secondary succession in a fallow central European wet grassland. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 205(3), 153-160.
<https://doi.org/10.1016/j.flora.2009.02.003>
- Sebastià, M.-T., de Bello, F., Puig, L., & Taull, M. (2008). Grazing as a factor structuring grasslands in the Pyrenees. *Applied Vegetation Science*, 11(2), 215-222.
<https://doi.org/10.3170/2008-7-18358>
- Senft, R. L., Coughenour, M. B., Bailey, D. W., Rittenhouse, L. R., Sala, O. E., & Swift, D. M. (1987). Large Herbivore Foraging and Ecological Hierarchies. *BioScience*, 37(11), 789-799. <https://doi.org/10.2307/1310545>
- Sundberg, S. (2012). Quick Target Vegetation Recovery after Restorative Shrub Removal and Mowing in a Calcareous Fen. *Restoration Ecology*, 20(3), 331-338.
<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00782.x>
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., & Milberg, P. (2016). Grazing vs. mowing : A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 222, 200-212.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008>
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., & Milberg, P. (2018). Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. *Biodiversity and Conservation*, 27(10), 2451-2475.
<https://doi.org/10.1007/s10531-018-1562-6>
- Török, P., Migléc, T., Valkó, O., Kelemen, A., Deák, B., Lengyel, S., & Tóthmérész, B. (2012). Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands : Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? *Journal for Nature Conservation*, 20(1), 41-48. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.07.006>
- Tóth, E., Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Migléc, T., Tóthmérész, B., & Török, P. (2018). Livestock Type is More Crucial Than Grazing Intensity : Traditional Cattle and Sheep Grazing in Short-Grass Steppes. *Land Degradation & Development*, 29(2), 231-239.
<https://doi.org/10.1002/ldr.2514>
- Van Der Wal, R., Egas, M., Van Der Veen, A., & Bakker, J. (2000). Effects of resource competition and herbivory on plant performance along a natural productivity gradient. *Journal of Ecology*, 88(2), 317-330. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00450.x>

- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882-892.
<https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- Wahlman, H., & Milberg, P. (2002). Management of semi-natural grassland vegetation : Evaluation of a long-term experiment in southern Sweden. *Annales Botanici Fennici*, 39(2), 159-166.
- WallisDeVries, M. F., Laca, E. A., & Demment, M. W. (1999). The importance of scale of patchiness for selectivity in grazing herbivores. *Oecologia*, 121(3), 355-363.
<https://doi.org/10.1007/s004420050939>
- Wettstein, W., & Schmid, B. (1999). Conservation of arthropod diversity in montane wetlands : Effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology*, 36(3), 363-373.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00404.x>
- Wiegand, K., Saltz, D., & Ward, D. (2006). A patch-dynamics approach to savanna dynamics and woody plant encroachment – Insights from an arid savanna. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7(4), 229-242.
<https://doi.org/10.1016/j.ppees.2005.10.001>
- Wilson, J. B., Peet, R. K., Dengler, J., & Pärtel, M. (2012). Plant species richness : The world records. *Journal of Vegetation Science*, 23(4), 796-802.

Annexe 2 :

Code de la NMDS sur la totalité des pièges en fonction des trois modalités :

```
setwd("C:/Users/Clement/Desktop/Stage")
chemin_fichier <- "myrm_juin_2024_presence_absence2.csv"
donnees <- read.csv(chemin_fichier, sep = ";")
head(donnees)
donnees_aveczone <- donnees[, !(names(donnees) %in% c("id_echantillon"))]
donnees_sans_zone <- donnees[, !(names(donnees) %in%
c("id_echantillon", "zone_echantillonnage"))]
str(donnees_sans_zone)
head(donnees_sans_zone)
#install.packages(c("vegan", "ggplot2", "tidyverse"))
library(vegan)
library(ggplot2)

#Création de l'ordination
#Tester le barplot pour voir quelles dimensions garder
NMDS<-metaMDS(donnees_sans_zone, distance = "euclid", k=2)
stressplot(NMDS)
scoresNMDS<-as.data.frame(NMDS$points) #Extraire les coordonnées des deux
dimensions de tes points et les mettre dans une table "scoresNMDS"
scoresNMDS$habitat<-donnees_aveczone$zone_echantillonnage
myrm_dist<-vegdist(donnees_sans_zone, method = "bray", upper = TRUE)
anosim_NMDS<-anosim(myrm_dist,donnees_aveczone$zone_echantillonnage)
anosim_NMDS

#GGPLOT
library(tidyverse)
# Calcul des centroides pour chaque catégorie
data.scoresNMDS <- as.data.frame(scoresNMDS)
centroids <- data.scoresNMDS %>%
  group_by(habitat) %>%
  summarise(NMDS1_centroid = mean(MDS1),
            NMDS2_centroid = mean(MDS2))

# Création du graphique avec ggplot2
ggplot(data.scoresNMDS, aes(x = MDS1, y = MDS2, color = habitat)) +
  geom_point(position = position_jitter(width = 0.1, height = 0.1)) +
  stat_ellipse(aes(group = habitat), geom = "polygon", alpha = 0.2, linetype = 2) +
  geom_point(data = centroids, color = "black", size = 3, aes(x = NMDS1_centroid, y =
NMDS2_centroid, color = habitat), shape = 4) +
  scale_color_manual(values = c("red", "blue", "green")) +
  labs(x = "NMDS1", y = "NMDS2") +
  theme_minimal() +
  xlim(-2, 2) +
  ylim(-2, 2)
```



POLYTECH[®]
TOURS

35 ALLÉE FERDINAND DE LESSEPS
37200 TOURS

Clément Chauvet

2023-2024

Etude sur la capacité d'accueil de *Phengaris arion* au sein du parc photovoltaïque de Bourges à travers la caractérisation des communautés de fourmis

Résumé :

In this paper, we studied the impact of solar panels on the ant communities with the goal of introducing an endangered species in this environment: *Phengaris Arion*, a butterfly. Some species of the genus *Myrmica* are host of *Phengaris Arion* as well as *Thymus sp* and *Origanum sp*. We set lures to make an inventory of ants, and we identified them. We found that the community of ants is different whether it's under the solar panel, between rows or at the edge of the solar parc. It may be due to the height of the vegetation.

As a conclusion, we found that the *Thymus sp* and *Origanum sp* needs to be planted near the solar panels and the grass needs to be cut more often so the *Myrmica* ants can pick the larvae of the *Phengaris Arion*.

CITERES UMR 7324 - Université de Tours :

60 rue du Plat d'Etain 37000 TOURS FRANCE

Tuteur entreprise :

Louison BIENVENUE

Doctorant CITERES et salarié ENGIE GREEN

Tuteur académique :

Kamal Serrhini