

Septembre 2021



**Variations spatiales des communautés de macroarthropodes  
du sol et de vers de terre d'un pré de fauche en réponse à  
des variations du régime de fertilisation minérale**

*Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de master en biologie des organismes et  
écologie par **Guillaume Pé***

*Promoteur : **Pierre Meerts (ULB)***

*Co-promoteur : **Alain Drumont (IRScNB)***

**Faculté des sciences**

**Laboratoire d'écologie végétale et biogéochimie**

## Remerciements

Je tiens à remercier chaleureusement mon promoteur, Pierre Meerts, de m'avoir accompagné et encadré pendant cette aventure. J'ai beaucoup appris et ai encore beaucoup à apprendre.

Merci à mon co-promoteur, Alain Drumont, pour tous ses conseils et sa bonne humeur, malgré une année 2020 remplie de défis.

Un merci tout particulier à Guy Josens, véritable encyclopédie vivante, d'avoir partagé ses savoirs avec moi.

Je remercie ma fille, Indie, d'avoir rendu l'année 2021 meilleure année qui soit. Elle est mon rayon de soleil et une grande source de motivation dans l'écriture de ce mémoire. Ma petite chérie, si un jour tu lis le mémoire de papa, je te le dédicace.

Mille mercis à ma compagne Monia El Mimouni de m'avoir soutenu pendant ces trois années d'études et particulièrement pendant les blocus et l'écriture de ce mémoire.

Merci à Thomas Drouet, Alexandre et Alexandre pour leur aide dans les analyses de sol.

Je remercie Sarah et Kristel d'avoir toujours répondu à mes demandes.

Merci à David Bauman et Guillaume Delhaye pour leurs précieux conseils.

Un grand merci à Gia, Victoria, Minh, Eloïse, Nisha, Eliza, Abdou et Marius de m'avoir relu et aidé à améliorer ce mémoire.

Merci à ma famille et particulièrement à ma maman pour ses nombreux et délicieux repas.

Merci à Jonathan van den Eede pour ses photographies aériennes.

Merci à toute l'équipe du jardin Massart, particulièrement Youri et Alexia, pour leurs ondes positives et Milena pour nos échanges toujours agréables.

Finalement, merci à mon papa de m'avoir sensibilisé aux beautés de la nature.

## Résumé

En Belgique, les prés de fauche mésophiles sont catégorisés HIC 6510 : Habitat d'Intérêt Communautaire. Ces prairies sont très souvent l'habitat d'un spectre varié de plantes à fleurs et d'une faune particulière. Après la seconde guerre mondiale, l'utilisation intensive de fertilisants minéraux et organiques a considérablement réduit la diversité de ces milieux. Les espèces natives des prés de fauche mésophiles ont régressé au profit d'espèces plus compétitives. Dans le but d'étudier ce phénomène, un dispositif expérimental a été mis en place au jardin Massart. Le dispositif teste l'effet d'une fertilisation minérale sur les communautés végétales d'une paire de fauche mésophile à très courte distance : 36 quadrats de 2.25m<sup>2</sup> formant un carré de 100m<sup>2</sup>.

Bien que relativement peu étudiées par rapport aux plantes, les communautés d'arthropodes et de vers de terre qui habitent ces prairies sont sensibles aux changements induits par l'eutrophisation. En changeant les paramètres physico-chimiques du sol, l'eutrophisation influence la composition des communautés végétales et leur productivité. C'est dans l'objectif d'évaluer les variations qu'entraîne la fertilisation minérale sur communautés de vers de terre et d'arthropodes que cette étude est menée.

Deux résultats ont été surprenants lors de l'extraction des vers de terre. 1) La présence en plus grand nombre d'enchytréides dans les quadrats T (témoin) (79/95) par rapport aux quadrats Ca (calcium) (12/95) et NPK (azote, phosphore, potassium) (4/95). 2) *Dendrobaena octaedra*, une espèce généralement forestière, a été trouvée en abondance dans les quadrats NPK (62/76) ce qui représente 44 % de toutes les captures dans les quadrats NPK. Ce sont deux découvertes intéressantes qui pourraient être développées dans de futures études.

Les pièges d'activité et d'émergence révèlent que la majorité des taxons étudiés n'ont pas variés d'un traitement à l'autre. L'étude a trouvé une abondance significativement plus faible (de 80% à 88%) d'acariens dans les quadrats NPK par rapport aux quadrats T, K, N et une abondance significativement plus faible (de 62 % à 77 %) de coléoptères dans les quadrats NPK par rapport aux quadrats P, Ca, K. Ces résultats pourraient être liés à l'activité de vers de terre qui perturberaient la litière. La plus faible abondance des coléoptères pourrait être expliquée par les préférences alimentaires de ce taxon, spécifiquement la qualité du feuillage des monocotylédones beaucoup plus riche en sclérenchyme.

## Summary

In Belgium, mesophile hay meadows are categorized HIC 6510: Habitat of Community Interest. These meadows are often home to a particular fauna and a diverse range of flowering plants. The intensive use of mineral and organic fertilizers for agriculture after World War II has reduced species diversity in these environments. Specifically, species native to mesophile hay meadows have declined through competition with more competitive species. An experimental set-up was created in the Jardin Massart to study this phenomenon. This set-up tests the effect of mineral fertilization on the plant communities of a mesophile hay meadow at very short distances: 36 quadrats of 2.25m<sup>2</sup> forming a square of 100m<sup>2</sup>.

Though relatively understudied in comparison to plants, the arthropod and earthworm communities that inhabit these grasslands are also sensitive to changes accompanying eutrophication. By changing physicochemical parameters of the soil, eutrophication influences the composition of plant communities and their productivity. In this context, the current study seeks to evaluate the effect of mineral fertilization on worm and arthropod communities.

Two results were surprising when extracting earthworms. 1) The presence in greater number of enchytraeids in the T (control) quadrats (83%) compared to Ca (calcium) (13%) and NPK (nitrogen, phosphorus, potassium) (4%). 2) *Dendrobaena octaedra*, a generally forest species, has been found in abundance in NPK quadrats (62/76). *D. octaedra* represents 44% of all the captures in NPK quadrats. These are two interesting findings that could be developed in future studies.

Arthropod emergence traps and pitfall revealed that the majority of taxa studied did not vary between treatments. In terms of abundance, the study did find a significantly lower (by 80% to 88%) abundance of mites in NPK quadrats as compared to T, K, N and a significantly lower (by 62% to 77%) abundance of beetles in NPK quadrats as compared to P, Ca, K. These results might be linked to earthworm activity disrupting the litter. Another possible explanation for the lower abundance of beetles in these quadrats might be food preferences, specifically the quality of the foliage of monocots which is much richer in sclerenchyma.

## Table des matières

Introduction .....	1
Eutrophisation des prairies européennes .....	2
Impacts de l'eutrophisation sur la communauté animale .....	3
Le cas particulier des vers de terre .....	5
Approches expérimentales à petite échelle .....	6
Buts du travail .....	7
Matériels et méthodes.....	8
Lieu et dispositif.....	8
Analyse de sol .....	9
Analyse de la communauté végétale .....	10
Extractions et analyse des vers de terre.....	11
Piégeage .....	12
Analyse statistique.....	15
Résultats .....	17
Sol – pH, matière organique et éléments minéraux .....	17
Végétation – Composition floristique, diversité et phytomasse.....	19
Vers de terre .....	21
Arthropodes .....	24
Discussion .....	28
Analyses préliminaires : sol et végétation.....	28
La communauté des vers de terre .....	28
La variation des communautés d'arthropodes.....	30
Perspectives et précautions.....	34
Conclusion.....	37
Références .....	38
Annexes .....	42

## Introduction

40% de la surface terrestre est recouverte par des prairies qui sont présentes sur presque tous les continents (F.A.O., 2005 ; Monson, 2014). En Europe, les prairies permanentes et temporaires occupent jusqu'à 40% de la surface utilisée en agriculture (van den Pol-van Dasselaar et al., 2020) et 10% de la surface des terres émergées de l'Union européenne (Delescaille et al., 2021). Les prairies pourraient être définies comme suit : une prairie est une surface couverte par une végétation herbacée comprenant moins de 10% d'arbres ou arbustes (F.A.O., 2005). Allen et al., (2011) in Delescaille et al., (2021) définissent les prairies comme « [...] des formations herbacées, à couvert continu. Elles comprennent des graminées, des espèces graminoides (joncs, laïches, luzules), des légumineuses, d'autres dicotylédones herbacées et, parfois, des espèces ligneuses en proportions variables [...]. Elles sont le plus souvent consacrées à la production de fourrage pour la récolte par pâturage, par fauche, ou les deux ». Les prairies peuvent être primaires (naturelles) ou secondaires, c'est-à-dire maintenues par des activités anthropiques (permanentes, semi-naturelles, temporaires) (Monson, 2014 ; van den Pol-van Dasselaar et al., 2020 ; Delescaille et al., 2021). La vaste majorité des prairies européennes sont d'origine anthropique (van den Pol-van Dasselaar et al., 2020). Le présent travail concerne les prairies mésiques (catégorie d'habitat E2 dans la typologie EUNIS), plus précisément les prairies de fauche de basse et moyenne altitude (E2.2). En Wallonie, la typologie WalEUNIS décrit 71 biotopes différents de prairies, certaines de ces prairies sont des habitats d'intérêt communautaire (HIC), comme la prairie de fauche mésotrophe et mésophile (HIC 6510).

En Europe, les prairies permanentes ont perdu 30% de leur surface entre 1967 et 2007 (van den Pol-van Dasselaar et al., 2020). En Belgique, approximativement 15% du territoire est composé de prairies et pâturages permanents, ce qui représente un peu plus de 35% de la surface utilisée en agriculture. Depuis 1980, une réduction de 28% de la surface dédiée aux prairies a été constatée (Statbel, 2018).

Pour la Belgique, il n'y a pas ou peu d'informations historiques concernant les prairies de fauche mésotrophes et mésophiles faute d'inventaire exhaustif. Les seules données précises dont nous disposons sont celles sur les prairies permanentes (Delescaille et al., 2021). La gestion des prairies est diversifiée bien que généralement intensive (van den Pol-van Dasselaar et al., 2020). L'utilisation d'engrais azoté (N) et phosphaté (P) permet aux prairies de Belgique d'être parmi les plus productives d'Europe (12-16 tonnes de matière sèche par hectare, par an

pour un pré de *Lolium perenne*) (van den Pol-van Dasselaar et al, 2020). Depuis une dizaine d'années cependant, les fertilisations en N et P ont chuté en prairie.

### **Eutrophisation des prairies européennes**

L'eutrophisation peut être définie comme l'enrichissement en nutriments d'un écosystème dont certains sont limitants, comme l'azote, le phosphore ou le potassium (Bobbink et al., 2010, Clark et al., 2017).

Au cours du 20<sup>ème</sup> siècle, particulièrement après la seconde guerre mondiale, l'agriculture intensive a engendré l'utilisation généralisée de fertilisants synthétiques. Ces fertilisants ont augmenté les rendements agricoles mais ont causé l'appauvrissement ou la disparition de prairies à haute valeur biologique (Khirkam et al., 2014). Un changement clair dans les espèces indicatrices s'est opéré dans les plaines du nord-ouest de l'Allemagne entre 1930 et 1960. Les espèces indicatrices de sols pauvres en azote et les légumineuses ont laissé la place à des espèces indicatrices de sols moyennement riches à riches en azote (Leuschner et Ellenberg, 2017). Beaucoup de sous-communautés décrites à ces époques (1930-60) sont très difficiles ou impossibles à retrouver aujourd'hui.

En plus de la fertilisation par l'agriculteur, les retombées d'azote dans les précipitations contribuent également à l'eutrophisation. Les dépôts d'azote atmosphérique trouvent leur origine principalement dans les émissions d'azote réactif (Nr) d'origine anthropique vers l'atmosphère. Les Nr comprennent des formes de l'azote inorganique et organique. Ces émissions ont augmenté très fort au cours du 20<sup>ème</sup> siècle (Galloway et al., 2004). Ces Nr voyagent à travers l'atmosphère et finissent toujours par se déposer (sauf N<sub>2</sub>O), c'est ce qui est appelé les dépôts d'azote atmosphérique (Bobbink et al., 2010).

Nombre d'études ont montré la profonde transformation de la composition floristique des prairies européennes, consécutives à l'élévation de la fertilité des sols (Bobbink et al., 2010 ; Dupré et al., 2010 ; Damgaard et al., 2011 ; Stevens et al., 2018). Les changements dans la composition des communautés végétales vont dans le sens d'une réduction de la diversité végétale, en prairie ou pour d'autres écosystèmes (Stevens, 2004 ; Bobbink et al., 2010).

L'eutrophisation d'un milieu a un impact très fort sur la composition floristique, consistant en un remplacement des espèces à croissance lente et stratégie de conservation des ressources par des espèces à croissance rapide et stratégie d'utilisation rapide des ressources (Grime, 1974 ; Dybzinski et Tilman, 2007). Ce turnover s'accompagne d'une profonde modification de la structure fonctionnelle des communautés. Cette modification peut être étudiée par la mesure

des traits fonctionnels des espèces (Lavorel et Garnier, 2002 ; Garnier et al., 2007 ; Stevens et al., 2018 ; Schmid et al., 2021). Les traits les plus informatifs dans ce contexte sont la hauteur de la plante, la surface des feuilles et la surface foliaire spécifique (« SLA » Specific Leaf Area). L'eutrophisation conduit au remplacement d'espèces à croissance lente, exigeantes en lumière, conservant bien les nutriments (surface foliaire spécifique basse), par des espèces à croissance rapide, plus hautes, capturant plus rapidement les ressources (surface foliaire spécifique plus élevée) (Lavorel et Garnier, 2002). L'eutrophisation provoque donc une augmentation de la biomasse aérienne (productivité) et une dominance des espèces à croissance rapide (Bobbink et al., 2010).

L'eutrophisation provoque des réactions en cascade (Clark et al., 2017) comme l'augmentation du ratio graminées/autres plantes herbacées, ce qui engendre une augmentation de la capacité des prairies à prendre feu et qui diminue la richesse spécifique et d'autres mesures de la biodiversité (Siemann, 1998 ; Galloway et al., 2004 ; Crawley et al., 2005). L'équilibre des communautés végétales est alors difficilement atteint et est dynamique car des variations dans la fertilisation, principalement par l'ajout d'N, ont des répercussions qui se manifestent dès la première utilisation (Kirkham et al., 1996 ; Galloway, 1998 ; Galloway et al., 2004 ; Pardo et al., 2011 ; Steven et al., 2018).

### **Impacts de l'eutrophisation sur la communauté animale**

Dans une prairie, des changements dans la structure de la communauté végétale, par la gestion humaine ou des événements naturels, peuvent avoir des effets sur la communauté animale, favorisant ou non la diversité de la communauté (Monson, 2014). Les effets d'un changement dans la structure de la communauté végétale sur les arthropodes sont différents en fonction du niveau trophique de ces derniers. La richesse spécifique des arthropodes herbivores est positivement corrélée à la richesse floristique (Crawley et al., 2005 ; Silvertown et al., 2006 ; Sheridan et al., 2008). L'eutrophisation induit une diminution des espèces végétales entomophiles, ce qui a pour conséquence une diminution de l'entomofaune pollinisatrice (Stevens et al., 2018 ; Bauer et Albrecht, 2020 ; Carvalheiro et al., 2020).

Dans une prairie expérimentale à Cedar Creek, dans le Minnesota (Etats Unis), Siemann, (1998) a observé une augmentation de la richesse spécifique des prédateurs et parasites d'arthropodes corrélée à une diminution de la richesse floristique. Ce phénomène s'expliquerait par une augmentation de la productivité primaire résultant d'une fertilisation. Suite à l'augmentation de la productivité, l'abondance d'herbivores augmenterait dans un premier temps. Cette

augmentation de l'abondance d'herbivores va être contrôlée par la prédation et/ou le parasitisme et n'est donc pas directement observée. Grâce à l'augmentation du nombre de proies, les prédateurs et parasites d'arthropodes verraient leur richesse spécifique augmenter.

Lorsque la végétation est diversifiée, les dommages causés par les herbivores (en % de SLA) diminuent, suggérant une diminution de l'abondance des herbivores. Cette diminution d'abondance d'arthropodes herbivores serait causée par une augmentation de la prédation (Silvertown et al., 2006). Les effets d'un changement dans la structure de la communauté végétale comme le fauchage peuvent se manifester par une diminution de la quantité de la nourriture disponible pour les herbivores mais aussi par une altération du microclimat au niveau du sol. Le fauchage diminuerait l'abondance des arthropodes par cette diminution de nourriture mais augmenterait l'activité et la diversité des arthropodes rampants. Une fertilisation aura un effet opposé en augmentant la quantité de nourriture et réduisant la quantité de lumière au niveau du sol, créant un microclimat plus humide et froid. Cela aurait pour incidence de diminuer l'activité au sol mais d'augmenter l'abondance d'herbivores (Prather et Kaspari, 2019).

Les communautés d'arthropodes sont dépendantes de la structure et la composition des communautés végétales, elles-mêmes dépendantes des propriétés physico-chimiques du sol. Cependant si on retire l'effet de la végétation dans les analyses, les communautés d'arthropodes du sol sont plutôt dépendantes de la disponibilité de l'azote dans le sol et dans les plantes ainsi que d'autres facteurs comme le pH ou la disponibilité en phosphore (Andrey et al., 2014 ; Evans and Sanderson, 2018) (Figure 1). Ce type d'effet est assez peu documenté dans la littérature (Evans and Sanderson, 2018).

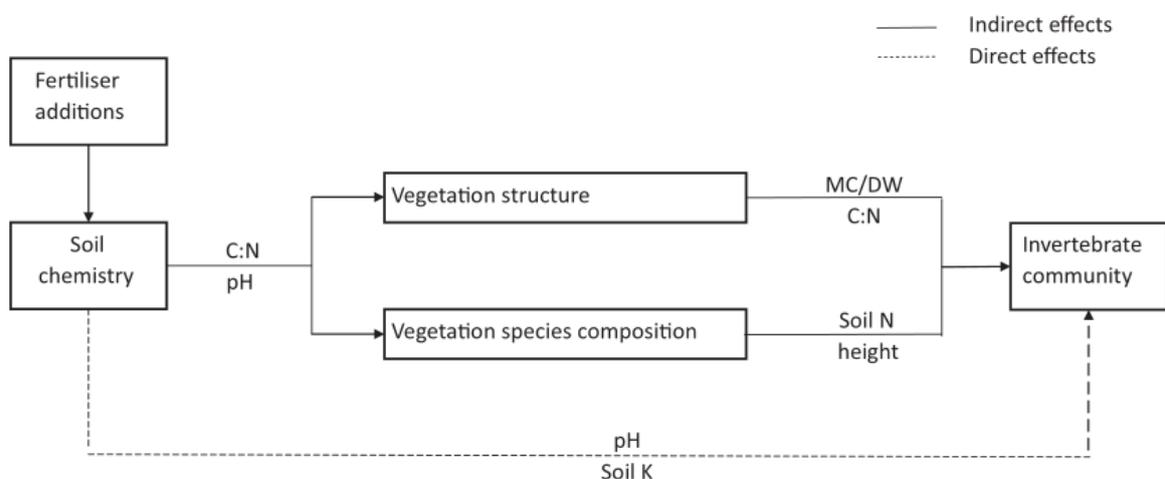


Figure 1 Conséquences directes et indirectes de l'addition de fertilisants sur la composition des communautés

d'invertébrés. (Evans et Sanderson, 2018). Le taux d'humidité (MC) est relatif aux communautés capturées par filet et la matière sèche (DW) est relative aux communautés capturées par les pièges d'activité. C:N est le ratio carbone-azote du sol, « Soil K » et « Soil N » sont respectivement le potassium et l'azote disponibles dans le sol.

L'interprétation des résultats d'une expérience mesurant l'effet de fertilisants sur les communautés d'arthropodes est délicate car de multiples facteurs entrent en jeu (comme le pH, température, luminosité, structure du sol). Les impacts directs et indirects de l'ajout de fertilisants sur les communautés d'arthropodes qui composent la faune des prairies affectent également les communautés de vers de terre ou d'enchytréides (Callahan, 2003 ; Cole et al., 2006 ; Hoeffner et al., 2021).

### **Le cas particulier des vers de terre**

Bouché, (1972) a pu mettre en évidence que certains facteurs chimiques du sol sont plus explicatifs de la distribution des vers de terre que d'autres, comme le pH ou la quantité de matière organique. Les communautés de vers de terre peuvent se distribuer selon le pH : acidiphiles ( $\text{pH} < 6$ ), neutrophiles ( $6 \leq \text{pH} \leq 7$ ) et basiphiles ( $\text{pH} > 7$ ). L'abondance de matière organique favorise les formes épigées. Les vers de terre sont donc susceptibles d'être influencés par l'eutrophisation du milieu. En effet, Hoeffner et al. (2021) met aussi en évidence l'importance des propriétés du sol (taux de matière organique, pH et texture) comme premiers facteurs induisant des différences entre les communautés de vers de terre dans une prairie tempérée. Le mode de gestion des prairies devient un facteur capable de transformer les communautés de vers de terre qui sont sensibles aux propriétés du sol (Bouché, 1972 ; Hoeffner et al., 2021). Par exemple, une forte pression en bétail impacte négativement les communautés de vers.

La gestion des prairies peut également avoir des impacts sur certaines espèces clés comme l'enchytréide *Cognettia sphagnetorum*, espèces dites ayant un rôle majeur dans les interactions qu'elles ont avec leur milieu. Ces espèces clés peuvent disparaître suite aux changements provoqués par la fertilisation du milieu, par l'augmentation ou la diminution du pH par exemple. Cela a pour conséquence le remplacement de ces espèces clés par d'autres espèces, jusque-là subordonnées (Cole et al., 2006). Cela pourrait provoquer des réactions comme une perturbation du cycle des nutriments ou du développement des plantes. L'exemple du vers de terre *Allolobophora chlorotica* est parlant, cette espèce adoptant des comportements alimentaires normalement non observés en l'absence d'un compétiteur, affectant certains horizons du sol et ce suite à une fertilisation du milieu (Bishop, 2003 in Cole et al., 2006).

## Approches expérimentales à petite échelle

L'analyse de l'effet des propriétés chimiques du sol sur la communauté végétale peut être réalisée dans des dispositifs de fertilisation contrôlée in situ. Une expérience célèbre par sa



*Figure 2 Expérience des quadrats fertilisés, Jardin Massart, Auderghem, Belgique été 2020. Crédit: Jonathan Van den Eede.*

longévité est celle de Rothamsted, la « Park Grass Experiment » (PGE), où un dispositif de fertilisation contrôlée a été mis en place depuis plus de 150 ans (Silvertown et al., 2006).

Une expérience inspirée de ce protocole a été mise en place dans les prairies de fauche du jardin Jean Massart. Six traitements de fertilisation différents ont été appliqués à des quadrats adjacents d'environ 2.25 m<sup>2</sup>, formant un damier d'environ un are. L'effet sur la végétation apparaît assez clairement sur la

photographie ci-dessus (Figure 2). Les carrés recevant l'amendement NPK ont montré une élévation de la productivité primaire et une diminution de la richesse floristique.

## **Buts du travail**

Ce travail se concentre sur la communauté animale. Il a pour objectif d'examiner si les traitements de fertilisation contrastés, et la divergence des communautés végétales qu'ils ont induite, ont entraîné à leur tour une divergence des communautés animales à courte distance. Par l'utilisation de pièges d'émergence et de pièges d'activité, nous visons la capture d'arthropodes passant l'hiver dans le sol. L'objectif de ce travail est donc de tester s'il existe un lien, direct ou indirect, entre la fertilisation minérale et les communautés de macro-arthropodes du sol et de vers de terre dans les différents quadrats. Pour cela, nous tentons d'identifier les variations de communautés de ces macro-arthropodes du sol et des vers de terre ainsi que leurs causes. Les hypothèses de travail sont les suivantes :

Les communautés d'arthropodes ont divergé en réponse aux variations de communauté végétale.

L'abondance d'arthropodes devrait augmenter avec la productivité. La richesse spécifique des arthropodes devrait augmenter avec la richesse spécifique végétale.

Le calcium, avec le pH, pouvant mener à des variations dans les communautés de vers de terre, je m'attends à trouver une différence nette entre le traitement Ca et les autres dans l'abondance et/ou la richesse spécifique des communautés de vers de terre, surtout par rapport aux traitements azotés (N et NPK).

## **Matériels et méthodes**

Pour faciliter la lecture, un résumé des abréviations est indiqué ici.

Les traitements : Calcium (**Ca**), Potassium (**K**), Azote (**N**), Phosphore (**P**), les trois précédents (**NPK**), Témoin (**T**).

Les quadrats : Les quadrats sont représentés par une lettre (Traitement) et un chiffre (Numéro du quadrat allant de 1 à 36). Par exemple, le quadrat **T20** = le quadrat Témoin numéro 20.

### **Lieu et dispositif**

Le Jardin botanique expérimental Jean Massart est situé à Bruxelles dans la commune d'Auderghem, à proximité de l'abbaye du Rouge-Cloître dont il occupe cinq hectares des anciennes terres agricoles. Il est rattaché à la faculté des sciences de l'université libre de Bruxelles. Ses collections exposent près de 2000 espèces. Ses coordonnées GPS sont : 50° 48' 50" nord, 4° 26' 17" est. La température moyenne en 2021 à Uccle est la même pour les mois de mars et avril (7,3°C). Le nombre de jours partiellement ensoleillés est également similaire (12 jours en mars contre 13 en avril). Selon l'IRM, le mois d'avril a été le plus froid depuis 1986 où la température moyenne était de 6.6°C (IRM, 2021).

Le matériau parental du sol est un dépôt de loess éolien du Pléistocène, épais de plusieurs mètres. Sous le loess se trouvent des sédiments marins tertiaires, principalement des sables argileux éocènes. Les sols étudiés appartiennent à la classe texturale des loams limoneux.

Le dispositif d'expérimentation est formé d'un carré de 10 mètres sur 10 mètres comprenant 36 quadrats de 2,25 m<sup>2</sup> (1,5m x 1,5m) espacés de 20 cm. Ces 36 quadrats se distribuent en 6 traitements de fertilisation minérale répliqués 6 fois (Figure 3). :

- Traitement 1 : Témoin (T)
- Traitement 2 : Potassium (K)
- Traitement 3 : Phosphore (P)
- Traitement 4 : Azote (N)
- Traitement 5 : NPK
- Traitement 6 : Calcium (Ca)

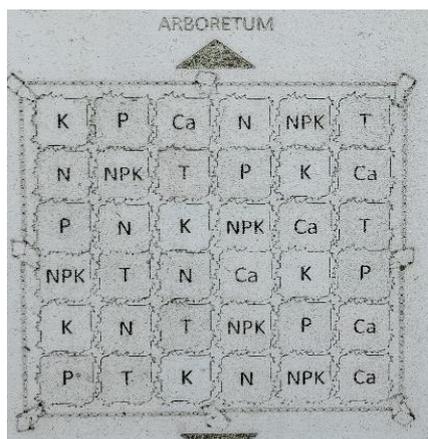


Figure 3 Schéma du dispositif sur lequel l'expérimentation est menée. Jardin Massart.

Les quadrats reçoivent chaque année depuis 2011, en deux traitements pendant le mois d'avril, soit pas de fertilisation minérale (témoins), soit un apport en K (10g/m<sup>2</sup>), P (5g/m<sup>2</sup>), N (30g/m<sup>2</sup>), NPK (l'addition des mesures précédente/m<sup>2</sup>) ou Calcium (40g/m<sup>2</sup>). Ces fertilisations minérales sont apportées sous forme de K<sub>2</sub>O 20%, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 23%, N 27% (13,5% Azote ammoniacal et 13,5% d'azote nitrique), un mélange des trois pour NPK et de la chaux pour le calcium. La prairie est fauchée une fois par an en fin d'été.

## Analyse de sol

### Prélèvements de sol

Cinq échantillons sont prélevés à la tarière dans chaque quadrat à une profondeur de 20cm et sont mélangés. Les échantillons sont conservés dans un sac plastique zip jusqu'à utilisation.

### Analyse des nitrates et de l'ammonium

Ces analyses se réalisent sur du sol frais.

L'analyse des nitrates et de l'ammonium s'effectue en deux temps : extraction et dosage.

Extraction : Le dosage des nitrates s'effectue sur une solution d'extraction de KCl 2M mise en contact avec 10 g de sol frais sous agitation pendant une heure. Les extraits KCl doivent soit être analysés immédiatement après extraction, soit être congelés. L'extraction de l'ammonium suit le même schéma que celle des nitrates.

Dosage : Le dosage des nitrates s'effectue par colorimétrie sur la solution d'extraction de KCl filtrée. La réaction colorimétrique du nitrite avec le réactif de Griess est la technique de référence pour le dosage des nitrates. La solution du réactif de Griess se dégradant avec le temps, elle doit impérativement être réalisée le jour où la réaction est entamée, et donc après l'extraction des échantillons et l'élaboration des solutions étalons.

Le dosage de l'ammonium est réalisé par colorimétrie en suivant la méthode de Keeney et Nelson, (1983). La colorimétrie est réalisée en radiation monochromatique. Il faut choisir la longueur d'onde qui donne l'absorption la plus forte (636 nm selon Keeney et Nelson, 1983) dans la zone des 590 à 650 nm (orange).

### *Analyse de l'humidité et matière organique (MO)*

Afin de calculer le taux d'humidité contenu dans le sol extrait, une petite quantité de sol est pesée avant et après dessiccation dans une étuve à 105°C pendant au moins 12h. La quantité de sol est de l'ordre de 1,5 gramme, ce qui est suffisant pour faire une estimation.

Une fois l'échantillon séché et pesé, il peut être passé au four à 500°C pendant au moins une nuit et sera repesé afin d'en déduire la quantité de matière organique contenue dans ce dernier. Une balance analytique est nécessaire pour mesurer les petites variations.

### *Analyse des éléments minéraux, ICP*



Figure 4 ICP-OES Vista MPX CCD. Crédit: GP

L'ICP (Figure 4) fonctionne à l'aide de plasma d'argon dans lequel un échantillon liquide atomisé est injecté. L'échantillon est ionisé dans le plasma et les ions émettent de la lumière à différentes longueurs d'onde caractéristiques qui sont ensuite mesurées. Le liquide injecté est une extraction des sols échantillonnés.

### *Analyse pH*

Le pH des échantillons de sol a été analysé à l'aide d'un pH-mètre après avoir mis les extraits en solution puis les avoir agités pendant au moins 2 heures.

### **Analyse de la communauté végétale**

Le présent travail concerne les prairies mésiques (catégorie d'habitat E2 dans la typologie EUNIS), plus précisément les prairies de fauche de basse et moyenne altitude (E2.2). Ce type de prairie est également un habitat d'intérêt communautaire (HIC 6510). Ces prés sont fauchés une fois par an, en général au mois d'août.

Préalablement à la pose de piège, un relevé phytosociologique été réalisé en juillet 2020, utilisant l'analyse de recouvrement des espèces à l'aide de l'échelle de Braun-Blanquet et ce pour chaque quadrat.

Dans un second temps, une analyse de la biomasse aérienne de la végétation a été réalisée durant la fin du mois d'août 2020 (Figure 5). Pour chaque quadrat, un échantillon tiré aléatoirement de 50x50cm de végétation a été prélevé à l'aide d'une tondeuse manuelle ou d'une cerpe bien aiguisée. Ces échantillons, placés dans des sachets en papier, ont été séchés en étuve à 105°C pendant au moins une nuit avant d'être triés et pesés. Le tri s'est effectué en séparant les monocotylédones des dicotylédones.



Figure 5 Biomasse séchée relevée par quadrat. Crédit: Guillaume Pé (GP)

## Extractions et analyse des vers de terre

### *Extraction*

L'extraction des Lumbricidae suit la méthode de (Raw, 1959) mais s'en éloigne en utilisant de la moutarde comme agent irritant à la place du formol car l'on a reconnu un caractère cancérigène au formaldéhyde (WHO, 2012). Le principe est de faire pénétrer dans le sol une substance qui dérange les vers, ils vont alors se déplacer. Vu la structure du sol (gradient vertical de macroporosité), ils ont plus de chances de se déplacer vers le haut et de sortir du sol. 10 litres d'eau sont mélangés à environ 300gr de moutarde forte de Dijon pour obtenir la substance irritante. L'extraction doit être réalisée après une période suffisamment longue de temps humide. Nous avons réalisé l'extraction le 18/11/2020.



Figure 6 Dispositif de capture de vers de terre. Deux compères à la recherche de vers. Crédit: Pierre Meerts

Sur le terrain, un carré de 0.5 m<sup>2</sup> (environ 71 cm de côté) est délimité au moyen de petits piquets (Figure 6). La végétation est coupée à ras du sol. Un arrosoir de solution irritante est préparé. Le demi-mètre carré est arrosé avec 10 litres de solution irritante. Les vers qui remontent à la surface sont récoltés pendant 10 minutes et sont fixés à l'alcool 70% dans un tube et étiquetés. L'arrosage et la récolte sont répétés trois fois et chaque récolte est mise dans un tube différent.

Cette manipulation est répétée pour 3 traitements : T, Ca et NPK, demandant donc de prévoir 27 tubes. Les quadrats parmi ces traitements ont été choisis au hasard.

### *Identification et pesée*

Dans un premier temps, l'ensemble des vers d'un échantillon (= un tube) sont mis sur papier absorbant pendant au moins une minute avant d'être pesés sur une balance au milligramme près nous donnant la biomasse récoltée par échantillon. Idéalement, chaque vers est pesé séparément mais cela n'a pas été réalisé dans cette expérience. Une autre méthode permet d'avoir une idée approximative de la biomasse en utilisant leur longueur et diamètre, assimilant les vers à des cylindres et leur attribuant une densité : 1.05 g/cm<sup>3</sup> pour les épigés et anéciques et de 1.1 g/cm<sup>3</sup> pour les endogés. Les biomasses obtenues ne représenteront pas plus de 70% de la biomasse réelle (car tous les vers n'ont pas été extraits par l'arrosage à la moutarde)

Ensuite, les vers sont identifiés à l'aide d'un microscope et leur diamètre est évalué à l'aide d'un micromètre gradué. Les vers sont placés sur une boîte de Petri et immergés dans l'alcool 70%. L'identification est réalisée à l'aide de la « *clef des lombriciens adultes de Belgique (valable aussi pour la France au nord de la Loire)* » par G. Josens - F. Hidvegi. Ils sont ensuite sortis de la boîte de Petri et mesurés en longueur à l'aide d'une latte graduée de 20cm minimum.

Chaque identification est répertoriée dans une feuille Excel comportant l'identification du lieu, les caractéristiques morphologiques et écologiques des individus ainsi que l'identification de l'espèce.

### **Piégeage**

Une partie des arthropodes passent l'hiver dans le sol et émergent lorsque les conditions environnementales leurs sont favorables. Le piège d'émergence (Figures 7 et 8) est un système de piégeage permettant la capture d'animaux passant une partie de leur cycle dans le sol. La plupart des pièges d'émergence exploitent la phototaxie positive et la géotaxie négative des animaux émergents (McCravy, 2018). C'est pourquoi ce type de piège a été sélectionné dans

le cadre de ce travail. Les pièges d'émergence ont été complétés d'un piège d'activité capturant

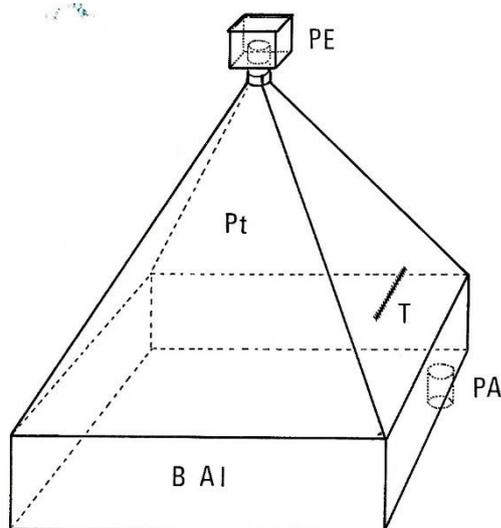


FIG. 1. — Schéma des pièges utilisés dans la hêtraie nue à Mirwart.  
BAI: bâti d'Aluminium, P.A.: piège d'activité, P.E.: piège d'émergence, toile, T: ouverture à tirette.

*Figure 7 Schéma du piégeage utilisé pour l'expérience actuelle tirée de l'article "Productions secondaires estimées par pièges d'émergence dans une hêtraie à Mirwart (Ardenne Belges)" par G. Jossens et J.M. Pasteels.*

les arthropodes se déplaçant au niveau du sol.

Quinze quadrats ont été piégés le 18 février 2021 (Figure 9), deux pièges par régime de fertilisation N, K, P et 3 pièges pour NPK, T, Ca. Les quadrats sélectionnés ont été tirés au hasard. Au sein de chaque piège d'émergence un piège d'activité (pitfall) a également été placé. Les pièges d'émergence utilisés pour l'expérience sont semblables à ceux utilisés par (Josens et al, 1977). Chaque piège se compose d'une base fixe et d'un collecteur amovible. La base elle-même comporte un bâti en aluminium qui englobe une surface de 0.25m<sup>2</sup> (0.5x0.5m) et supporte une pyramide de toile. Le tissu utilisé pour le piège d'émergence est imputrescible et laisse passer

au maximum la lumière pour ne pas étioler la flore qui se trouve sous le piège mais la maille est suffisamment serrée pour ne pas laisser sortir et/ou entrer l'entomofaune. La rigidité de l'ensemble est assurée par des tringles métalliques qui se réunissent au sommet de la pyramide. Elles supportent la partie amovible du piège qui est un piège à guêpe dont le centre est troué. La sortie du piège est assurée par un tuyau PVC. Une mousse isolante est utilisée pour combler l'éventuel espace entre le trou du piège à guêpe et la sortie du tuyau PVC du piège d'émergence. Un fond de liquide de refroidissement contenant de l'éthylène glycol est placé dans ce piège ainsi que dans le piège d'activité. L'accès au piège d'activité qui se trouve au sein de la pyramide est assuré par une tirette.



*Figure 8 Piège d'émergence en place le 18/02/2021. Crédit: GP*

Avant de placer la structure du piège, un trou est creusé à l'aide d'une tarière permettant de placer un tube en PVC de 90mm de diamètre. Ce tube sert à soutenir la terre autour du récipient de capture qui vient se poser sur les bordures du tube PVC. Relever les récipients ne perturbe plus le milieu. Le trou se situe dans un coin du piège d'émergence afin que les arthropodes se déplaçant au sol soient dirigés vers le piège d'activité.

La structure du piège d'émergence doit être placée de manière à ne laisser passer aucun individu, sortant ou entrant. Il est enfoncé profondément et de la terre supplémentaire vient buter les plaques métalliques de manière à rendre le piège le plus isolé possible.

Des relevés des pièges ont lieu environs chaque semaine dans la mesure du possible. 2 semaines ont été laissées entre le placement des pièges et le premier relevé. Les piégeages ont duré jusque fin juin 2021 car ce sont à ces périodes que la majorité (plus de 63% entre avril et juin contre 17% entre juillet et septembre) des arthropodes du sol émergent pour une hêtraie (Josens et al, 1977).



Figure 9 Vue globale du dispositif piégé. Crédit: GP

Vu le temps imparti et la charge de travail conséquente que demande le tri des relevés, la période analysée dans ce mémoire concerne le 18/02/2021 jusque 06/05/2021. Les pièges continueront néanmoins à être relevés jusque fin juin.

### *Relevé des pièges*

*Piège d'émergence* : Le piège est vidé à travers une passoire à thé ce qui permet de séparer les captures du liquide qui sera récupéré et remis dans le piège. Les individus filtrés sont transférés vers un tube de 60ml et imbibés d'alcool. Les étiquettes de relevé complétées au crayon sont placées dans le tube 60ml après chaque relevé.

*Piège d'activité* : On vérifie qu'il n'y a pas d'insectes volants sous la tente. Si c'est le cas, bien faire attention lors de l'ouverture de la tirette. Le récipient est récupéré et filtré de la même manière que le piège d'émergence.

Une fois par mois environ, le liquide est remplacé. Pour cela, tout le liquide est transféré dans un bocal de 0.5L par piège et par quadrat, avec les arthropodes et également étiqueté. Le liquide ne doit pas être filtré car non réutilisé. Cela permet également de récupérer tous les microarthropodes qui passent à travers les mailles du filtre. Le relevé d'une journée est conservé séparément des autres avant le tri. La température et les conditions météo du jour du relevé sont également notées.

### *Tri et mesure des récoltes*

Chaque tube récolté, qui correspond donc à un piège (émergence ou activité) pour un quadrat, est trié. Dans un premier temps, pour tenter d'estimer la biomasse capturée, le contenu d'un échantillon est versé dans un verre à pied gradué. Le volume d'arthropodes, lorsqu'il est suffisant, est alors converti en biomasse.

Le contenu est ensuite versé sur une boîte de Petri et les insectes sont identifiés à l'ordre. Les autres individus sont identifiés à différents rangs taxonomiques. Pour chaque échantillon, le nombre d'individu est compté. L'échantillon est alors décomposé en plusieurs tubes. Chaque tube contient tous les individus d'un ordre par échantillon. Par exemple si l'échantillon 1 contenait des diptères et des collemboles, ces derniers sont comptés et séparés en deux tubes. Tous les échantillons sont envoyés à l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique (IRSNB) pour identification lorsque cela est possible.

Tous les résultats sont encodés dans une feuille de calcul Excel qui contient : numéro de quadrat, traitement, météo, température lors du relevé, ordre, nombre d'individus, volume, type de piège.

### **Analyse statistique**

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées sur le logiciel open source RStudio (version 1.4.1717).

### *Sol et végétation*

Les moyennes de pH ont été comparées par traitement en réalisant une ANOVA (*aov*) sur les données de pH de chaque quadrat. Préalablement, l'homoscédasticité et la normalité des résidus de ces données ont été testées à l'aide des tests de Bartlett (*bartlett.test*) et Shapiro–Wilk (*shapiro.test*). Si les conditions d'applications d'une ANOVA ne sont pas remplies, un test non paramétrique a été utilisé à la place de l'ANOVA : Kruskal-Wallis (*kruskal.test*). Finalement, un test de Tukey est employé pour révéler les différences entre traitements. Le package *multcomp* et la fonction *glht* ont été employés dans ce but.

Cette méthode a également été appliquée pour comparer les moyennes de quantité de matière organique, des concentrations d'ammonium et d'éléments minéraux, de richesse spécifique de la flore et de biomasse de la flore.

### *Vers de terre*

Le spectre d'abondance des taxons en fonction des traitements a été analysé par un test d'indépendance ( $\chi^2$ ) (fonction *chisq.test*). On notera l'hypothèse nulle (H0) : Il n'y a pas de différence significative d'abondance entre les traitements pour les différentes espèces. Ce test sera suivi d'une analyse des résidus de Haberman. Les résidus positifs représenteront l'attraction des espèces pour le traitement, les résidus négatifs représenteront la répulsion des espèces pour le traitement.

Afin d'analyser la distribution de la communauté, une NMDS (non-metric multidimensional scaling) à deux dimensions est réalisée (package *vegan*, fonction *metaMDS*).

### *Arthropodes*

Le spectre d'abondance des taxons en fonction des traitements a été analysé à l'aide des modèles linéaires mixtes généralisés (« Generalized Linear Mixed Model » (GLMM)) (package *lme4*, fonction *glmer*). Cette analyse teste l'effet (fixe) du traitement sur le nombre d'individus d'un taxon. Elle teste également l'effet (aléatoire) des quadrats et de la date sur le nombre d'individus d'un taxon. Un test de Tukey est employé pour révéler les différences entre traitements. Le package *multcomp* et la fonction *glht* ont été employés dans ce but. Chaque taxon est analysé séparément.

Une analyse factorielle des correspondances (AFC) (package *FactoMineR*, fonction *AC*) a également été réalisée sur la communauté d'arthropodes en fonction des relevés.

## Résultats

### Sol – pH, matière organique et éléments minéraux

#### Le pH

Le pH moyen par traitement varie de 4,77 (N) à 6,65 (Ca) (Figure 10). Il existe une variation significative entre traitements (ANOVA,  $df = 5$ ,  $F_{obs} = 32.07$ ,  $p = 3.57 \times 10^{-11}$ ). Le traitement Ca se détache de tous les autres, par un pH moyen nettement plus élevée.

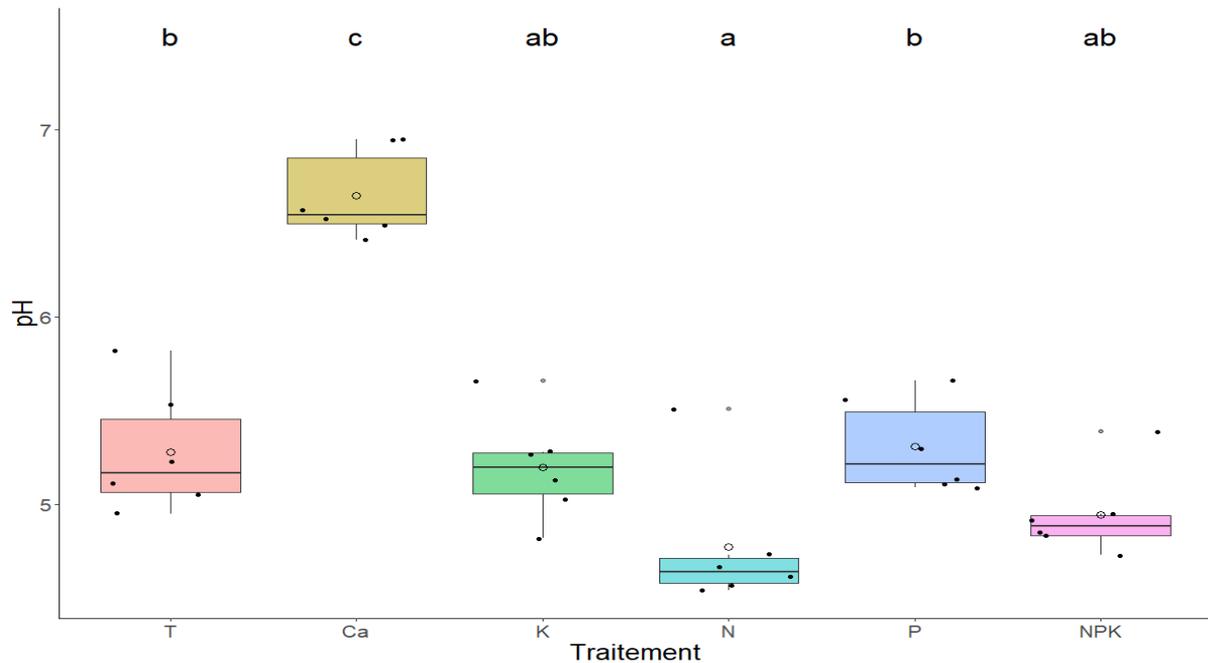


Figure 10 Boxplot du pH moyen par traitement. La barre horizontale représente la médiane, les limites supérieures et inférieures représentent respectivement les 1er et 3ème quartiles, tandis que les barres verticales s'étendent aux 5ème et 95ème centiles. Les points noirs représentent les observations dispersées horizontalement ce qui facilite leur visualisation. Les points bruns représentent les observations aberrantes. La moyenne est représentée par les petits cercles. Les différences entre groupes ont été testées par une ANOVA suivie d'un test de Tukey. Les moyennes ne différant pas significativement d'un traitement à l'autre possèdent la même lettre minuscule (Test de Tukey,  $P < 0.05$ ).

#### Eléments minéraux, matière organique

La concentration en calcium varie en moyenne de 684 (N) à 2085  $\mu\text{g/g}$  (Ca) de sol (Figure 11). La variation est significative (ANOVA,  $df = 5$ ,  $F_{obs} = 25.88$ ,  $p = 4.86 \times 10^{-10}$ ). Le traitement Ca a des valeurs significativement plus élevées que les autres. Le traitement P a des valeurs significativement plus élevées que K et N.

La concentration en potassium varie en moyenne de 330 (N) à 2796  $\mu\text{g/g}$  (K) de sol (Figure 11). La variation est significative (Kruskall-Wallis,  $df = 5$ ,  $p = 9.24 \times 10^{-6}$ ). Les traitements K et

NPK ont des valeurs significativement plus élevées que les autres et K a des valeurs significativement plus élevées que NPK.

La concentration en phosphore varie en moyenne de 16 (Ca) à 221  $\mu\text{g/g}$  (NPK) de sol (Figure 11). La variation est significative (Kruskal-Wallis,  $df = 5$ ,  $p = 4.006 \times 10^{-5}$ ). Les traitements P et NPK ont des valeurs significativement plus élevées que les autres.

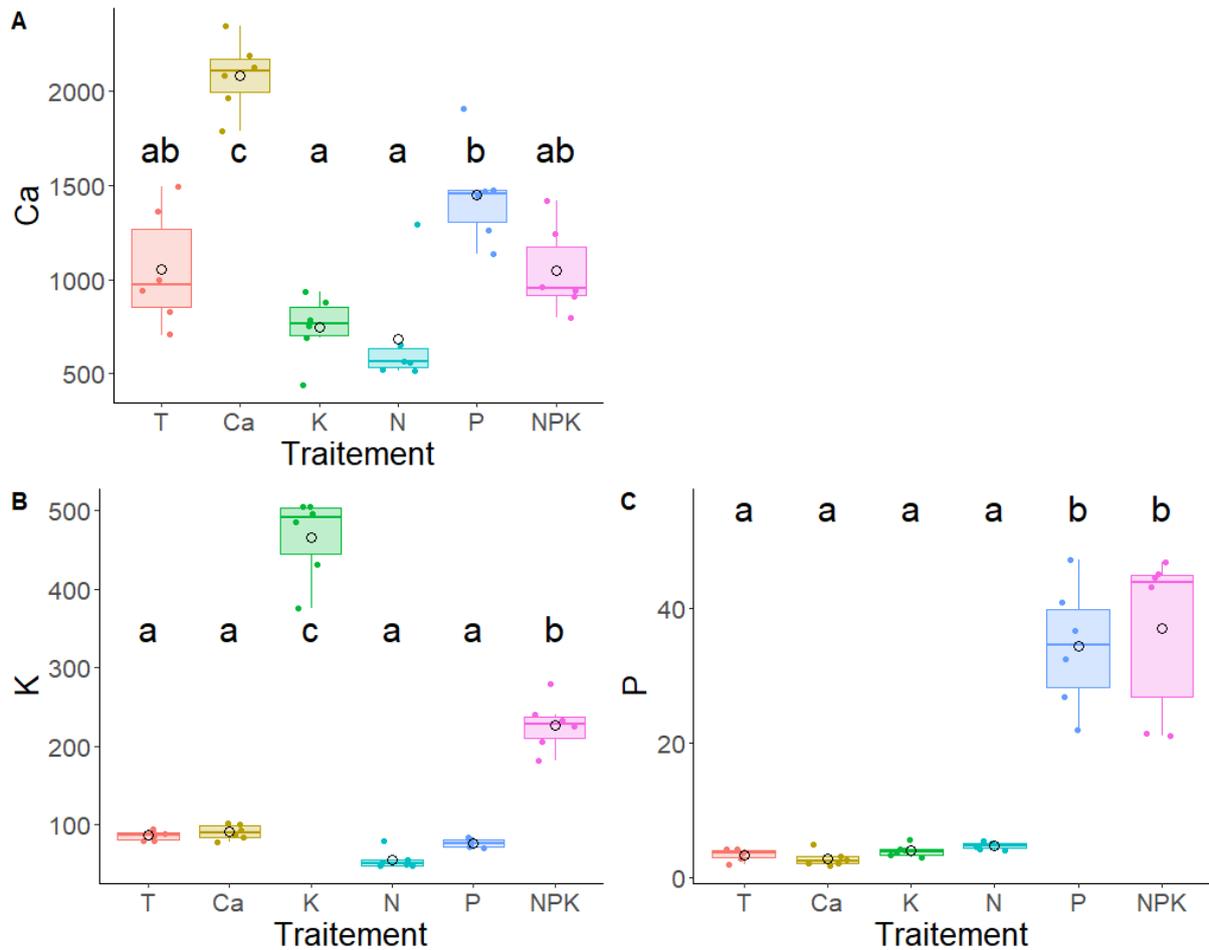


Figure 11 Boxplot des concentrations en **A.** Calcium (Ca), **B.** Potassium (K) et **C.** Phosphore (P) exprimées en microgramme par gramme de sol dans les six traitements étudiés. La barre horizontale représente la médiane, les limites supérieures et inférieures représentent respectivement les 1er et 3ème quartiles, tandis que les barres verticales s'étendent aux 5ème et 95ème centiles. Les points noirs indiquent les observations aberrantes. Les différences entre groupes ont été testées par une ANOVA ou Kruskal Wallis suivis d'un test de Tukey. Les moyennes ne différant pas significativement d'un traitement à l'autre possèdent la même lettre minuscule (Tukey,  $P < 0.05$ ).

La teneur en matière organique (MO) dans le sol varie de 3.81% (traitement Ca) à 4.17% (traitement N). La variation n'est pas significative (ANOVA,  $df = 5$ ,  $F_{obs} = 1.109$  et  $p = 0.376$ ).

L'analyse des nitrates a fourni des résultats aberrants (concentration négative). La concentration en ammonium varie de 0.25 (K) à 0.82  $\mu\text{g/g}$  (N). Ces différences ne sont pas significatives (Kruskal-Wallis,  $df = 5$ ,  $p = 0.5012$ ).

### Végétation – Composition floristique, diversité et phytomasse

Un total de 36 espèces a été recensé dans le dispositif (tous traitements confondus). *Holcus lanatus* et *Agrostis capillaris* sont les deux espèces les plus fréquemment observées (32 quadrats/36) suivies de près par *Anthoxanthum odoratum* (31 quadrats/36). La dicotylédone la plus répandue est *Plantago lanceolata* (30 quadrats/36) suivie par *Ranunculus acris* (26 quadrats/36) et *Trifolium repens* (25/36). En moyenne, la richesse spécifique par quadrat varie comme suit : **Ca** (14) > **T** (12.33) > **K** (12.17) > **P** (11.67) > **N** (9.17) > **NPK** (7.17), (ANOVA,  $df = 5$ ,  $F_{obs} = 8.8$ ,  $p = 3.16 \times 10^{-5}$ ) (Figure 12). Le traitement témoin ne diffère significativement que du traitement NPK mais les plus grands écarts significatifs sont entre le traitement Ca et les traitements N et NPK.

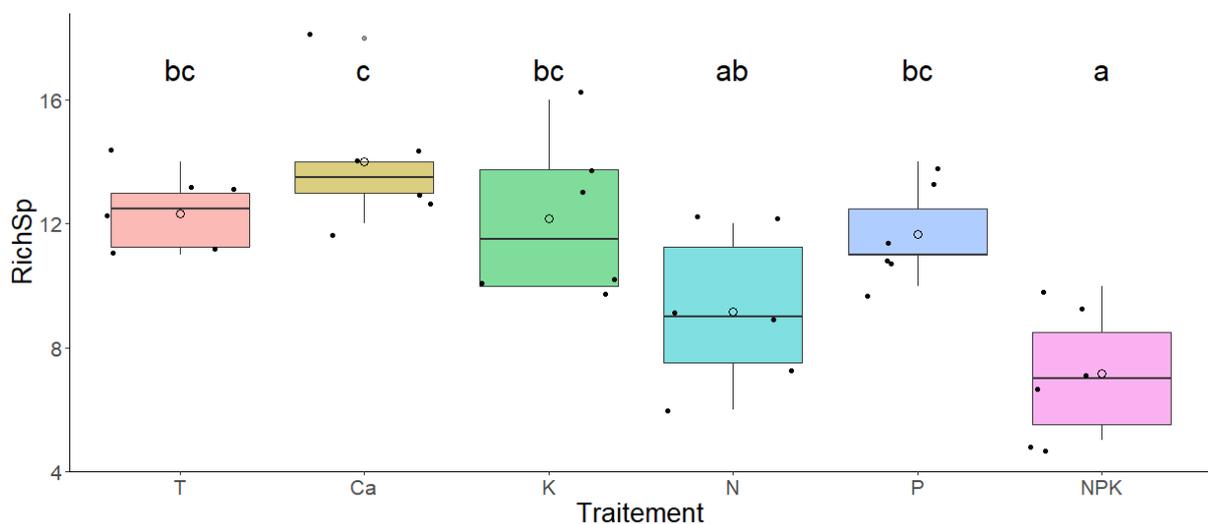


Figure 12 Boxplot de la richesse spécifique floristique par traitement. La barre horizontale représente la médiane, les limites supérieures et inférieures représentent respectivement les 1er et 3ème quartiles, tandis que les barres verticales s'étendent aux 5ème et 95ème centiles. Les points noirs représentent les observations dispersées horizontalement ce qui facilite leur visualisation. La moyenne est représentée par les petits cercles. Les différences entre groupes ont été testées par une ANOVA suivie d'un test de Tukey. Les moyennes ne différant pas significativement d'un traitement à l'autre possèdent la même lettre minuscule (Tukey,  $P < 0.05$ ).

Au tableau 1 *Agrostis capillaris* et *Plantago lanceolata* apparaissent comme étant les monocotylédones et dicotylédones les plus abondantes du dispositif avec des recouvrements pouvant excéder 75%. *Holcus lanatus* est cependant l'espèce la plus abondante dans les quadrats NPK.

Tableau 1 Structure de la communauté végétale. Nombre, abondance et recouvrement selon l'échelle de Braun-Blanquet (BB) des espèces par traitement.

Traitement	Nombre minimum d'espèces	Nombre maximum d'espèces	Monocotylédone la plus abondante	Dicotylédone la plus abondante	Recouvrement BB monocot	Recouvrement BB dicot
<b>T</b>	11	14	<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	25 à 75%	25 à 75%
<b>Ca</b>	12	18	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	5 à 50%	25 à 100%
<b>K</b>	10	16	<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	5 à 100%	5 à 100%
<b>N</b>	6	12	<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Rumex acetosa</i>	25 à 100%	0 à 25%
<b>P</b>	10	14	<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	25 à 100%	5 à 75%
<b>NPK</b>	5	10	<i>Holcus lanatus</i>	/	5 à 100%	/

La phytomasse aérienne sèche moyenne par unité de surface varie dans l'ordre suivant : **NPK** (814g/m<sup>2</sup>) > **P** (558g/m<sup>2</sup>) > **N** (536g/m<sup>2</sup>) > **T** (458g/m<sup>2</sup>) > **K** (445g/m<sup>2</sup>) > **Ca** (424g/m<sup>2</sup>). Les différences sont significatives entre le traitement NPK et les autres (ANOVA, df = 5, Fobs = 8.344 et p = 4.91<sup>-05</sup>).

La part relative des dicotylédones et monocotylédones dans la phytomasse varie fortement entre traitements. Pour les dicotylédones : **T** (179g/m<sup>2</sup>) > **Ca** (161g/m<sup>2</sup>) > **K** (157g/m<sup>2</sup>) > **P** (131g/m<sup>2</sup>) > **NPK** (9g/m<sup>2</sup>) > **N** (6g/m<sup>2</sup>) et pour les monocotylédones : **NPK** (806g/m<sup>2</sup>) > **N** (530 g/m<sup>2</sup>) > **P** (427 g/m<sup>2</sup>) > **K** (288 g/m<sup>2</sup>) > **T** (280 g/m<sup>2</sup>) > **Ca** (263 g/m<sup>2</sup>) (Figure 13).

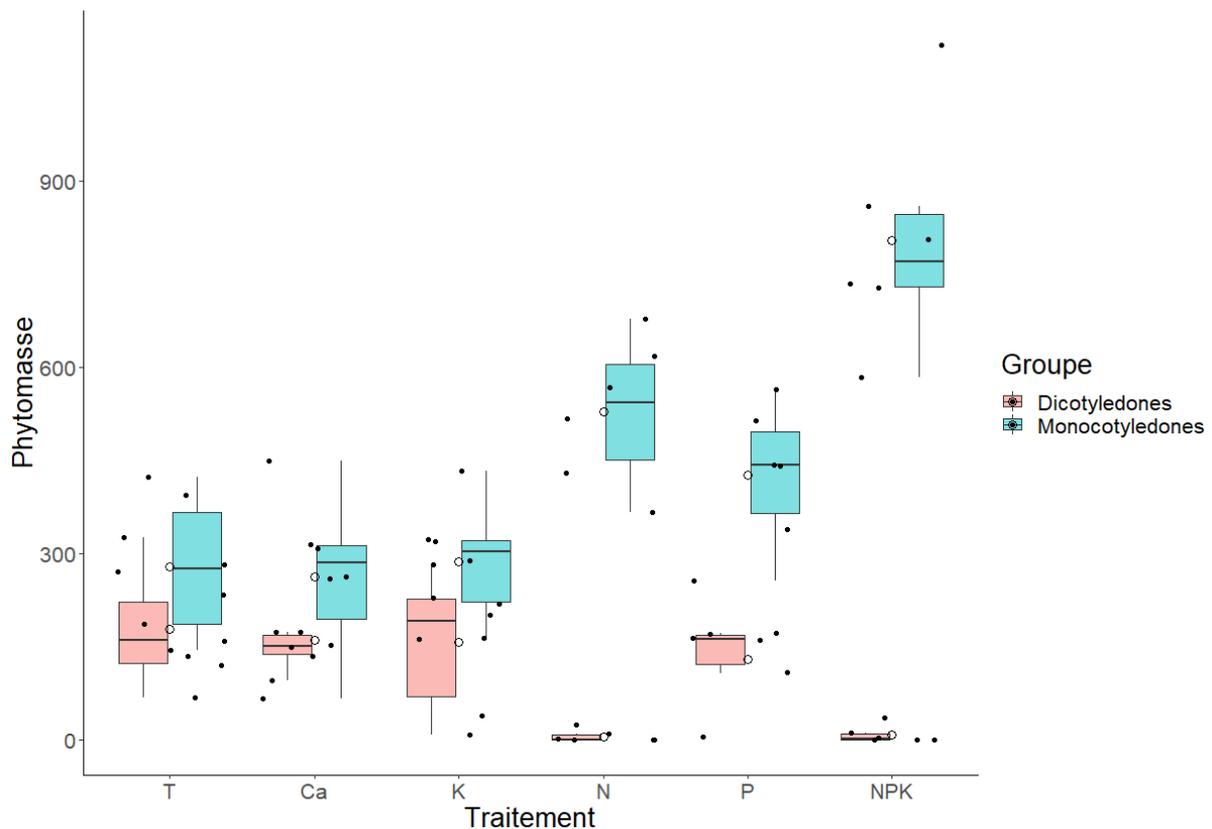


Figure 13 Boxplot de la phytomasse sèche moyenne par traitement par m<sup>2</sup>. Les dicotylédones sont représentées en rouge et les monocotylédones en bleu. La barre horizontale représente la médiane, les limites supérieures et inférieures représentent respectivement les 1er et 3ème quartiles, tandis que les barres verticales s'étendent aux 5ème et 95ème centiles. Les points noirs représentent les observations dispersées horizontalement ce qui facilite leur visualisation. La moyenne est représentée par les petits cercles vides.

## Vers de terre

L'extraction des vers a été réalisée à la date du 18/11/2020 dans neuf quadrats (trois T, trois Ca et trois NPK). Un total de 439 vers ont été extraits et identifiés jusqu'à l'espèce, se distribuant en 344 lombrics et 95 enchytréides. Huit espèces de lombrics ont été identifiées. Parmi ces huit espèces de lombrics, trois épigées (*Dendrobaena octaedra*, *Lumbricus castaneus* et *Lumbricus rubellus*), deux anéciques (*Aporrectodea longa* et *Lumbricus terrestris*) et trois endogées (*Aporrectodea icterica*, *Aporrectodea rosea* et *Octolasion tyrtareum*). L'espèce la plus abondante est *Lumbricus castaneus* (115 individus) et la moins abondante est *Aporrectodea rosea* (six individus, un seul quadrat). Au vu de sa faible abondance, *A. rosea* est ignorée dans l'analyse statistique et *L. rubellus* est assimilé à *L. castaneus* car la distinction entre les deux n'est pas toujours garantie et ils occupent des niches très voisines. Cela ramène le nombre total de lombrics à 338 et le nombre d'espèces de lombrics à six (Figure 14).

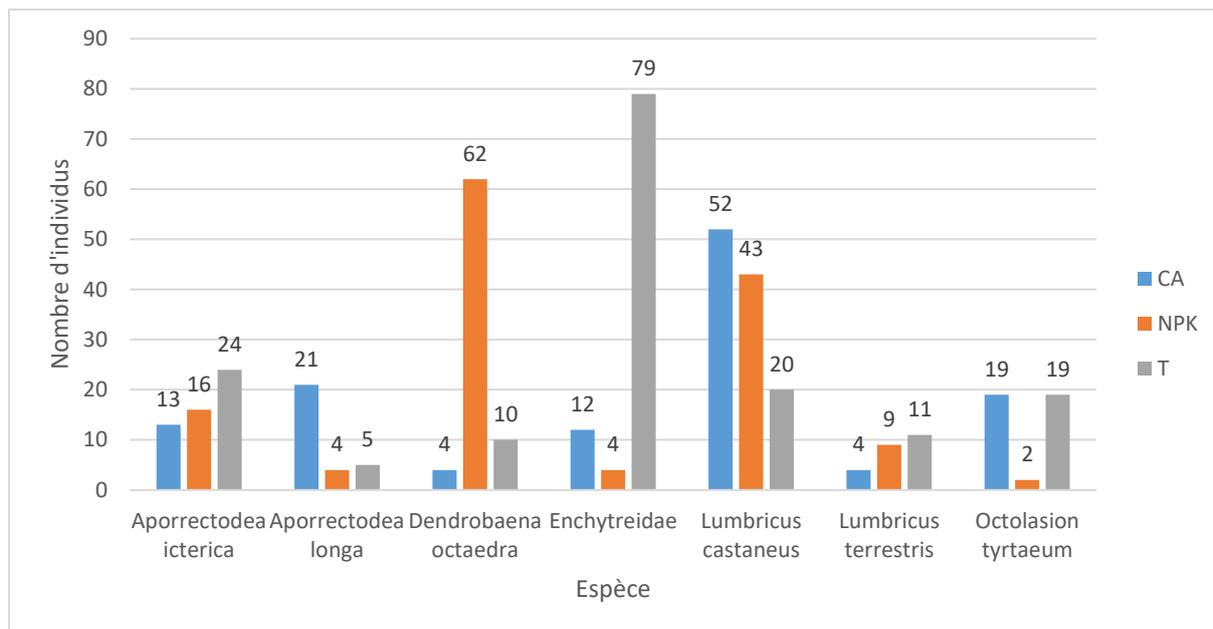


Figure 14 Echantillonnage des vers de terre : nombre d'individus extraits (novembre 2020), par espèce et par traitement, chaque traitement comportant 3 quadrats analysés. Les enchytréides ne sont pas identifiés au niveau de l'espèce.

La richesse spécifique de chaque quadrat a varié de 5 à 7 espèces. Le taxon dominant diffère selon le traitement : les enchytréides sont concentrés (83%) dans le traitement T. Le lombric *Dendrobaena octaedra* est essentiellement concentré dans le traitement NPK (82%) et *Aporrectodea longa* est concentré dans le traitement Ca (62%).

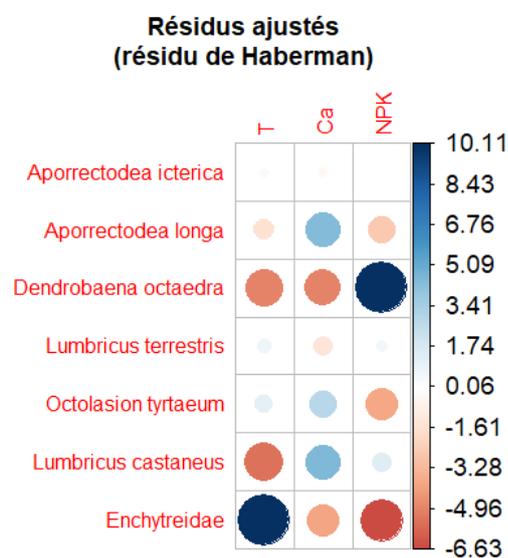


Figure 15 Résidus ajustés d'Haberma : Les ronds indiquent une affinité (bleue) ou répulsion (rouge) d'une espèce pour un type de traitement.

Le spectre d'abondance des taxons en fonction des traitements a été analysé par un test d'indépendance ( $\chi^2$ ). Le test d'indépendance est très hautement significatif ( $\chi^2$  obs= 225.03, df = 12, P < 2.2e-16). La proportion des différents taxons varie selon le traitement. La figure 15 représente l'attrait (en bleu) ou la répulsion (en rouge) d'une espèce pour un traitement. Il apparaît que *Dendrobaena octaedra* a une affinité marquée (10.11) pour le traitement NPK et une répulsion pour les deux autres traitements (-5.05 et -5 pour T et Ca respectivement), les enchytréides ont une affinité pour le traitement Témoin (10.04) et une répulsion pour les deux autres (-3.95 pour Ca et -6.63 pour NPK) et les

espèces *A. longa* et *L. castaneus* une affinité plus modérée (4,41 et 4,51 respectivement) pour le traitement Ca. Notons qu'*O. tyrtaeum* a une répulsion plus forte pour NPK qu'une affinité pour Ca (-3,87 et 2,73 respectivement).

### Analyse de la distribution des espèces

La distribution des espèces de vers de terre en fonction des traitements est analysée à l'aide d'une NMDS (non-metric multidimensional scaling) à deux dimensions. Le stress mesuré correspondant à cette analyse est de 0.094987. Il est qualifié de « bon » (<0.1), c'est-à-dire que l'analyse représente correctement les variables spatialement. La figure 16 montre, sous la forme de cluster dont les variables sont reliées entre elles, quels sont les quadrats les plus proches entre eux. Mis à part le quadrat Ca17, tous les autres sont regroupés par traitement.

Sur la figure 16 apparaissent également les espèces étudiées. Les espèces *D. octaedra*, *Enchytraeidae* et *A. longa* sont respectivement plus proches des quadrats enrichis en NPK, Témoin et Calcium. Les autres espèces semblent se placer de manière intermédiaire. *O. tyrtaeum* se démarque en étant fort proche du quadrat Ca17.

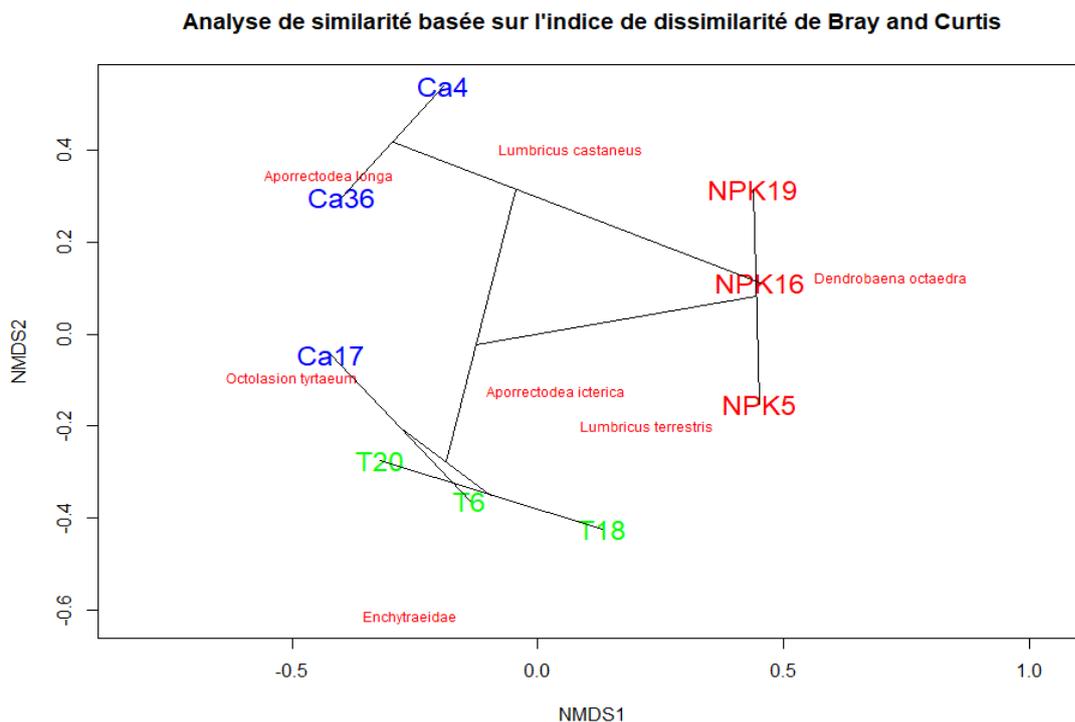


Figure 16 Communauté des vers de terre. Analyse NMDS à deux dimensions. Projection d'un dendrogramme basé sur l'indice de dissimilarité de Bray and Curtis, appliqué aux quadrats étudiés. T = Témoin, Ca = Calcium, NPK = Azote+Phosphore+Potassium. Les chiffres représentent le numéro du quadrat.

## Arthropodes

Les données prises en considération correspondent aux piégeages de la période du 18/02/2021 au 06/05/2021 pour un total de neuf relevés, environ un par semaine. La température moyenne à Uccle est la même pour les mois de mars et avril (7,3°C). Le nombre de jours partiellement ensoleillés est également similaire (12 jours en mars contre 13 en avril). Selon l'IRM, le mois d'avril a été le plus froid depuis 1986 où la température moyenne était de 6.6°C (IRM, 2021).

Un total de 37509 individus ont été capturés, regroupant les deux types de pièges (Pièges d'émergence et d'activité). Trois groupes dominent la communauté globale : les collemboles (17396), les diptères (12930) et les arachnides (5688). Les autres groupes varient entre 1 (enchytréides) et 265 (coléoptères) individus. Notons que 502 individus n'ont pas été identifiés (sous l'annotation « ? ») (Annexe, Figure 21).

Le nombre total d'individus capturés par quadrat varie de 952 à 5644 (NPK pour les deux). Relevons une large variabilité entre répliqués du même traitement, spécialement pour le traitement NPK (Figure 17).

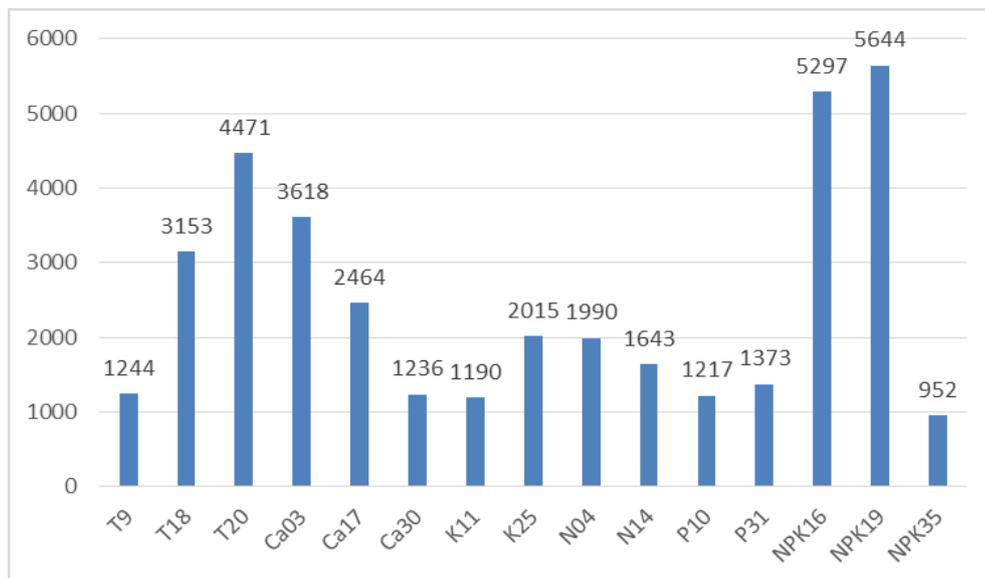


Figure 17 Nombre total d'individus capturés par quadrat pour la période du 18/02/21 au 06/05/21. En abscisse les quadrats, en ordonnée l'abondance en nombre d'individus. Les barres bleues indiquent le nombre d'individus chiffrés à leur sommet.

Les trois groupes les plus abondants représentent 94% à 98% des effectifs capturés, selon les traitements. Un tableau regroupant le nombre d'individus capturés par quadrat, par traitement et par taxon est en annexe (Tableau 4).

## Acariens

L'analyse des modèles linéaires mixtes généralisés (« Generalized Linear Mixed Model » (GLMM)) révèle des différences dans l'abondance de certains taxons selon les traitements. Le nombre moyen d'acariens varie de 84 (NPK) à 750 (N) par quadrat. La différence entre traitements est significative pour NPK par rapport à T ( $Z_{\text{obs}} = -2.948$ ,  $p = 0.00319$ ). Le traitement T présente une abondance d'acariens significativement plus élevée que le traitement NPK (Figure 18). Les conditions d'application de la GLMM sont respectées (Annexe, Figure 22) bien qu'une légère hétéroscédasticité soit présente. Aucune surdispersion n'a été détectée (Annexe, Figure 24).

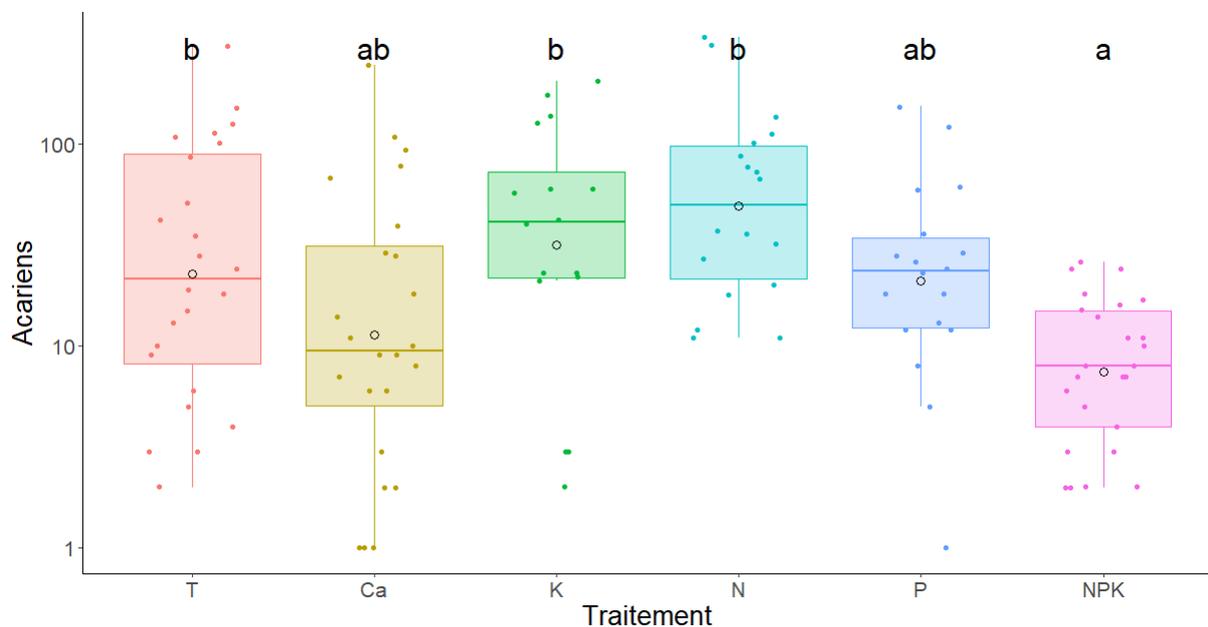


Figure 18 Boxplot du nombre d'acariens par quadrat par date de récolte en fonction des traitements. L'axe Y est mis à l'échelle Log10. La barre horizontale représente la médiane, les limites supérieures et inférieures représentent respectivement les 1er et 3ème quartiles, tandis que les barres verticales s'étendent aux 5ème et 95ème centiles. Les points de couleur représentent les observations dispersées horizontalement ce qui facilite leur visualisation. Les petits ronds vides représentent la moyenne. Les différences intergroupes ont été testées par une analyse GLMM et un test de comparaison multiple a été réalisé. Les moyennes qui partagent la même lettre ne sont pas significativement différentes. (Test de Tukey,  $P < 0.05$ ).

## Coléoptères

Le nombre moyen de coléoptères par quadrat varie de 8 (NPK) à 35 (K) individus. Le traitement T présente une abondance de coléoptères significativement moins élevée que les traitements Ca-K et le traitement NPK présente une abondance significativement moins élevée que les

traitements Ca-K et P (Figure 19). La différence est significative pour les traitements Ca-K et P par rapport au témoin ( $Z_{obs} = 3.002$ ,  $p = 0.00268$  ;  $Z_{obs} = 4.261$ ,  $p = 2.04 \times 10^{-5}$ ;  $Z_{obs} = 2.453$ ,  $p = 0.01418$ ). Les conditions d'application de la GLMM sont respectées (Annexe, Figure 23) bien qu'une légère hétéroscédasticité soit présente. Aucune surdispersion n'a été détectée (Annexe, Figure 25).

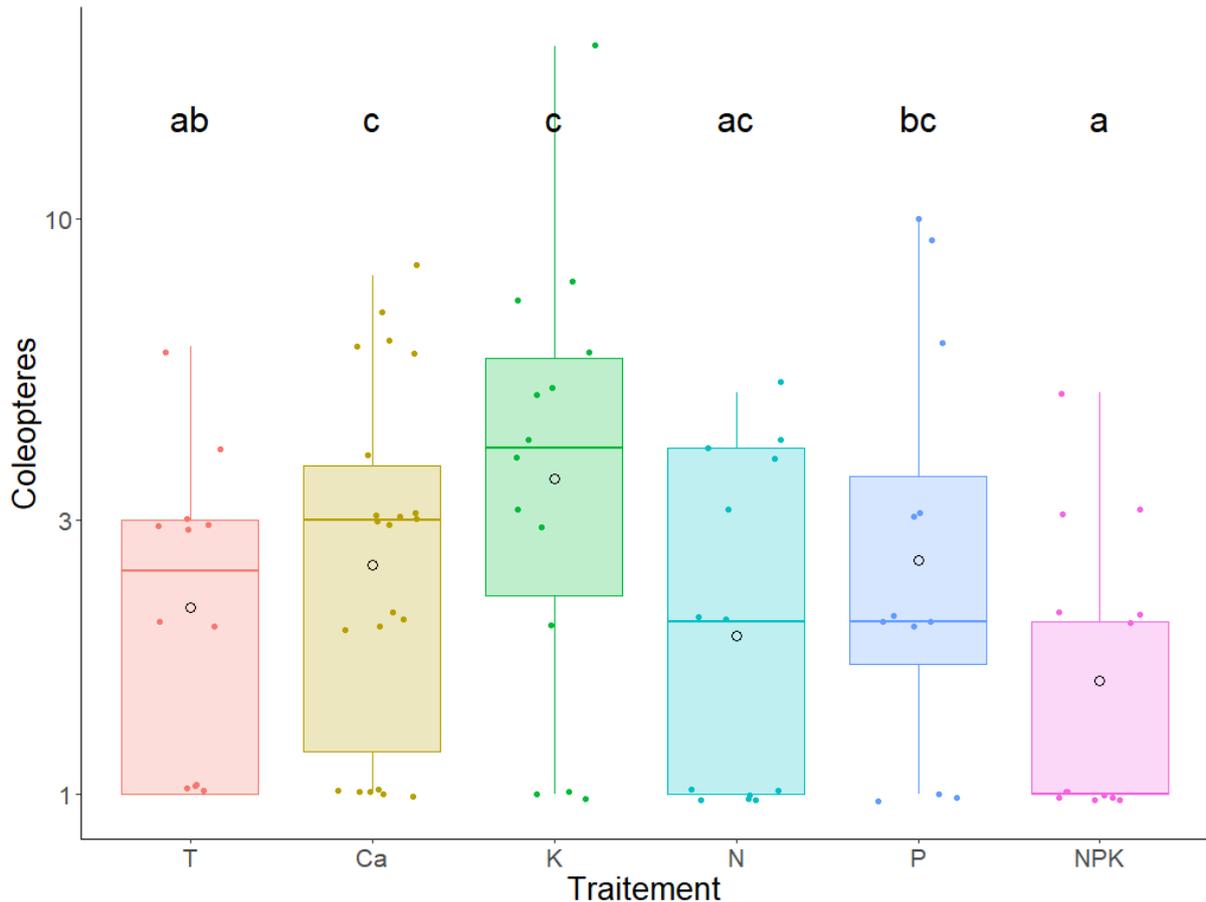


Figure 19 Boxplot du nombre de coléoptères par quadrat par date de récolte en fonction des traitements. L'axe Y est transformé à l'échelle Log10. La barre horizontale représente la médiane, les limites supérieures et inférieures représentent respectivement les 1er et 3ème quartiles, tandis que les barres verticales s'étendent aux 5ème et 95ème centiles. Les points de couleur représentent les observations dispersées horizontalement ce qui facilite leur visualisation. Les petits ronds vides représentent la moyenne. Les différences intergroupes ont été testées par une analyse GLMM et un test de comparaison multiple a été réalisé. Les moyennes qui partagent la même lettre ne sont pas significativement différentes. (Test de Tukey,  $P < 0.05$ ).

La seule autre différence marginalement significative ( $p < 0.1$ ) concerne l'abondance des hyménoptères, qui varie de 7 (NPK) à 28 (Ca) individus (GLMM,  $Z_{obs} = -2.633$ ,  $p = 0.0886$ ). Les autres taxons n'ont pas montré de différences significatives d'abondance entre traitements.

## Analyse globale des communautés

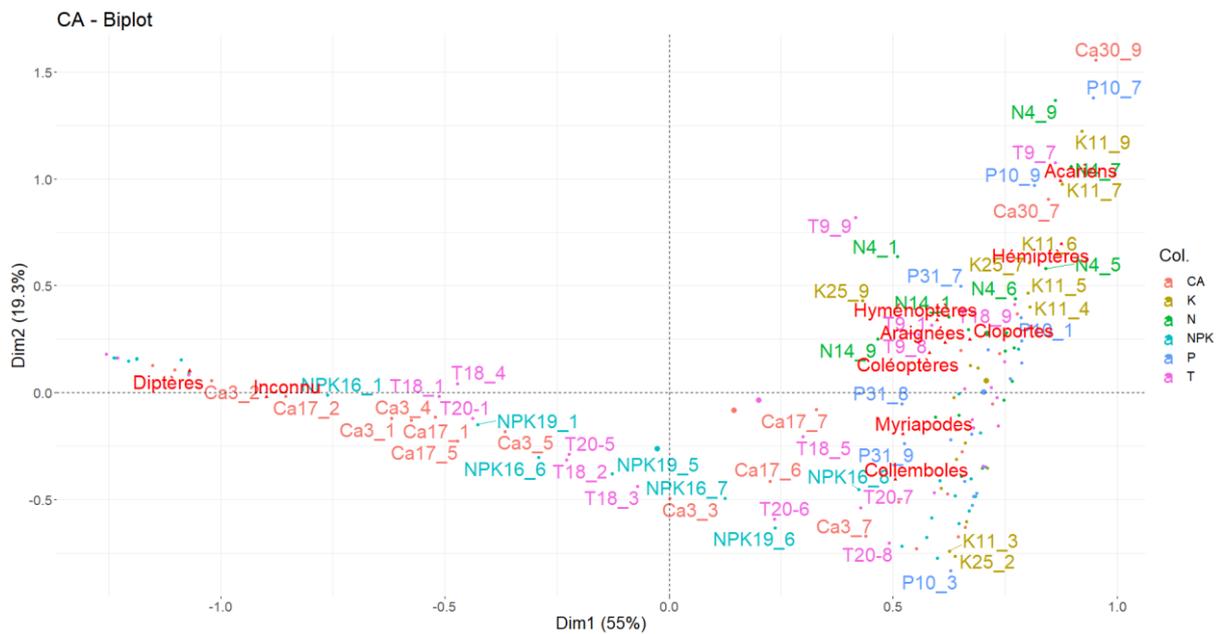


Figure 20 Analyse Factorielle des Correspondances du lien entre l'abondance des taxons d'arthropodes (en rouge) et les relevés par traitement (voir légende). Chaque point représente un relevé sur un quadrat, par exemple : NPK19\_5 = Le traitement NPK, quadrat numéro 19, 5<sup>ème</sup> relevé sur 9 qui correspond à la date du 30/03/2021.

Les résultats d'une analyse factorielle des correspondances (AFC) sont présentés à la figure 20. Cette analyse porte sur la distribution de l'abondance des différents taxons d'arthropodes par rapport aux quadrats piégés en prenant en compte les dates de relevés. Les deux premiers axes (Dim1 et Dim2) expliquent 74.3% de la variance totale. La première dimension (Dim1) est expliquée à 60.9% et 18.2% par les diptères et les collemboles et à 9.8%, 8.6% et 8.1% par les relevés NPK16\_3, T20\_3 et NPK19\_3 respectivement. La seconde dimension (Dim2) est expliquée à 62.8% et 33.7% par les acariens et les collemboles. Les relevés expliquent la dimension 2 de manière similaire.

Les diptères et inconnus sont dans le pôle négatif de la dimension 1 et le reste des taxons sont dans le pôle positif. Les quadrats NPK sont clairement regroupés dans le pôle négatif de la dimension 2. Pour faciliter la lecture de la figure, des ellipses ont été tracées, englobant 80% des données de chaque traitement (Annexe, Figure 26). La distribution spatiale des quadrats T et Ca se recouvrent sur la figure 26. N, P et K également, dans le pôle positif de la première dimension. La distribution spatiale de NPK est plus étroite que les autres mais est recouverte par T et Ca.

## Discussion

Il est bien établi que le régime de fertilisation minérale, et en particulier l'eutrophisation, affecte profondément la structure des communautés végétales, tant en termes de richesse spécifique que de composition floristique et de traits des espèces dominantes. Par contre, les effets sur la communauté animale du sol ont été moins étudiés (Siemann, 1998 ; Haddad et al., 2000 ; Silvertown et al., 2006 ; Stevens et al., 2018 ; Prather et Kaspari, 2019)

Dans ce mémoire, nous utilisons un dispositif expérimental de fertilisation de prairies de fauches mésotrophes, établi depuis 2011, afin d'examiner dans quelle mesure les communautés d'animaux du sol sont affectées.

### Analyses préliminaires : sol et végétation

Des analyses préliminaires montrent que le pH est un paramètre sensible au type de fertilisation. Le pH du sol augmente suite à l'apport de Ca (6.65) et diminue suite à l'apport d'N (4.77). Des analyses de la végétation révèlent que la phytomasse aérienne sèche des quadrats NPK est en moyenne 78% plus élevée que les quadrats T soutenant l'hypothèse d'une limitation de ces éléments dans le dispositif. La richesse spécifique de la végétation est la plus élevée pour le traitement Ca (14 espèces en moyenne) et la moins élevée pour le traitement NPK (7 espèces en moyenne). Ceci pourraient s'expliquer par le grand développement des espèces à croissance rapide (comme *Holcus lanatus*), qui peut conduire à l'exclusion compétitive des espèces à croissance plus lente (Crawley et al., 2005). Les différences de richesse spécifique ne sont significatives qu'entre les traitements T et NPK et entre les traitements Ca et N-NPK. Les différences n'ayant lieu qu'entre ces quadrats pourraient s'expliquer par la petite taille des parcelles permettant aux graines de se disperser dans le dispositif, homogénéisant les communautés. La différence significative entre Ca et N-NPK pourrait s'expliquer par le fait que la richesse spécifique augmente avec le pH, ce dernier étant relativement élevé pour Ca, intermédiaire pour les traitements T, P et K et faible pour N et NPK. Ce sont des résultats semblables à ceux que l'on peut trouver dans la littérature où la richesse spécifique augmente avec le pH et diminue avec la biomasse (ex : Park Grass Experiment) (Crawley et al., 2005 ; Silverstone et al., 2006 ; Duprè et al., 2010).

### La communauté des vers de terre

Nous avons trouvé 8 espèces de lombrics et n'avons pas identifié les enchytréides. Parmi ces 8 espèces de lombrics, 3 épigées (*Dendrobaena octaedra*, *Lumbricus castaneus* et *Lumbricus rubellus*), 2 anéciques (*Aporrectodea longa* et *Lumbricus terrestris*) et 3 endogées

(*Aporrectodea icterica*, *Aporrectodea rosea* et *Octolasion tyrtareum*). En Belgique, une communauté classique de vers de terre en milieu prairial contient 4-6 espèces, 1 ou 2 épigés, 1 anécique et 2 ou 3 endogés (Pižl et Josens, 1995 ; Valckx et al., 2011 ; Tóth et al., 2020). La communauté des vers du dispositif expérimental paraît donc riche.

Un résultat assez surprenant est l'abondance du lombric épigé *Dendrobaena octaedra*. Cette espèce est habituellement ripicole, acidiphile et acidotolérante (Bouché, 1972). Elle est fréquemment observée mais affectionnant particulièrement les litières forestières (Bouché, 1972 ; Decaëns et al., 2008). Sa présence, principalement dans les quadrats NPK (62 individus sur 76), pourraient s'expliquer par la préférence de cette espèce pour des milieux à pH faible et à concentrations en carbonate de calcium élevées (Bouché, 1972). En contraste, deux espèces très répandues dans nos régions sont absentes du dispositif expérimental : *Allolobophora chlorotica* et *Aporrectodea caliginosa*, deux espèces endogées de faible profondeur qui sont pourtant très communes en prairie (Bouché, 1972).

Un autre résultat particulièrement remarquable est la forte abondance des vers de la famille des Enchytraeidae dans les traitements T (79/95) par rapport aux autres traitements (Ca et NPK). La distribution spatiale des Enchytraeidae est très variable selon les espèces. Cette famille de vers répond tout de même plus sensiblement à un ensemble de facteurs, dans ses sens différents : Certaines espèces sont positivement corrélées à l'augmentation du pH via un amendement calcaire (chaux), d'autres non. De la même manière, les perturbations (associées à la teneur en eau), les engrais azotés minéraux ou organiques et la productivité des plantes sont autant de facteurs ayant une influence importante sur la distribution spatiale des enchytréides (Standen, 1982). La différence de pH n'étant pas significative entre le traitement T et NPK et les espèces d'enchytréides réagissant à différents facteurs, le pH ne serait pas le seul facteur expliquant la différence d'abondance observée entre les traitements de notre dispositif (Standen, 1982). Le faible nombre de réplicas par traitement rend les analyses peu puissantes. Il serait intéressant de prospecter les différents quadrats en utilisant une méthode dédiée à la capture des Enchytraeidae afin d'estimer correctement leur abondance et, si possible, leur richesse spécifique (Standen, 1982).

Une observation plus prévisible est la distribution spatiale générale des *Lumbricidae*. L'analyse NMDS reflète assez bien la distribution spatiale attendue des différentes espèces pour le dispositif. Par exemple *Lumbricus castaneus* est commun dans les prairies et se retrouve relativement abondamment dans chaque traitement, *D. octaedra*, étant acidiphile, se retrouve dans le traitement NPK. L'analyse du  $\chi^2$  nous conforte dans l'idée qu'il y a bien des différences

significatives selon le traitement. Le pH est un facteur important et permettrait d'expliquer la distribution observée des vers de terre (Bouché, 1972, Hoeffner et al., 2021), même si les mécanismes par lesquels le pH joue un rôle sur la distribution des espèces est encore mal connue (Hoeffner et al., 2021).

Certains résultats, n'étant pas tout à fait conformes aux attentes, peuvent amener à se demander si la communauté de vers de terre est à l'équilibre. En effet, la présence simultanée de *Lumbricus castaneus*, *L. rubellus* et *L. terrestris* (dont les juvéniles sont aussi épigés) est inhabituelle. Le fait de trouver ensemble les deux principaux anéciques (*Aporrectodea longa* et *Lumbricus terrestris*) est également inhabituel. Ces résultats pourraient s'expliquer par la proximité des différents quadrats qui permettent une migration des individus d'un quadrat à l'autre, les vers de terre pouvant être assez mobiles (Bouché, 1972). Le dispositif n'ayant qu'une dizaine d'années et étant fertilisé chaque année, les différents éléments le composant (végétation, chimie du sol, communautés animales) pourraient être en constante évolution et permettraient une cohabitation entre les différentes espèces d'anéciques, d'endogées et d'épigées. Les différents habitats et ressources alimentaires permettraient d'éviter l'exclusion d'une espèce par une autre. Ceci pourrait favoriser la richesse spécifique du dispositif et serait le reflet du déséquilibre.

### **La variation des communautés d'arthropodes**

Il semblerait que peu d'études aient examiné la divergence des communautés d'arthropodes en réponse à une fertilisation minérale en prairie de fauche mésophile d'Europe, employant des pièges d'émergence couplés à des pièges d'activité. Les différentes méthodes de piégeage qui existent ne semblent pas généralistes mais plutôt spécifiques aux types de taxons que l'on souhaite capturer, chaque méthode est donc plus ou moins efficace dans son domaine. Standen, (2000) teste deux types de pièges et montre que les pièges d'activités sont performants pour évaluer la richesse spécifique des coléoptères, araignées et une sous-section des Schizophora, les Calypttratae. Bien que dans son étude, les deux techniques évaluées ont capturé la plupart des taxons, les deux pièges se complètent pour évaluer la richesse spécifique d'une prairie calcaire du nord-est de l'Angleterre. Une particularité de notre design expérimentale est la présence des pièges d'activité au sein du milieu fermé que sont les pièges d'émergence, réduisant au maximum les entrées/sorties des arthropodes dans l'enceinte du piège. Les arthropodes se déplaçant au sol sont dirigés vers le piège d'activité mais aucune immigration n'est possible, ce qui peut réduire considérablement le spectre d'individus que l'on pourrait

espérer capturer. Néanmoins, cette technique originale a permis la capture de deux espèces de coléoptères non répertoriées parmi près de 1300 espèces déjà identifiées au jardin Jean Massart.

Il est très difficile d'évaluer la pertinence de nos résultats en les comparant à d'autres études, ces dernières ayant utilisé des méthodes de capture différentes et/ou été réalisées dans des types de végétation différents (Siemann, 1998 ; Cole et al., 2006 ; Sheridan et al., 2008 ; Bartàk et al., 2010 ; Evans et Sanderson, 2018 ; Prather et Kaspari, 2019 ; Wang et al., 2020). Par exemple, Evans et Sanderson, (2018) ont utilisé des pièges d'activités et des filets pour évaluer l'abondance et la richesse spécifique de parcelles de prairies expérimentales à Palace Leas, Royaume Unis. Ils obtiennent une abondance moyenne d'arthropodes, par jour, par parcelle et par piège d'activité de 7.8 individus. Nous en obtenons 5.4. Les différences avec nos résultats sont présentées dans le tableau 2 en annexe. Autre exemple, aux Etats-Unis, dans des pièges d'activité, Prather et Kaspari, (2019) ont relevé plusieurs taxons similaires aux nôtres mais avec des abondances généralement très différentes. Les différences sont traitées en annexe, tableau 3.

Les différences avec ces autres études sont nombreuses et impliquent plusieurs éléments. Les pièges d'émergence créent un milieu fermé, les arthropodes ne peuvent entrer/sortir. La période de piégeage est différente. Les parcelles sont traitées différemment d'un point de vue de la fertilisation ou de la date de fauche. Les similitudes avec Palace Leas sont : Prairie de fauche mésotrophe d'Europe tempérée, l'usage de pièges d'activité et une similitude dans les résultats d'abondance d'hyménoptères.

Dans notre cas, les pièges d'émergence ont relevé beaucoup plus de diptères que d'autres taxons, ce qui semble conforme aux résultats atteint par Bartàk et al., (2010) et qui est attendu pour ce type de piège (Josens et Pasteels, 1977). En effet, les larves devenant adultes émergent du sol et sont capturées par les pièges d'émergence. Les pièges d'activité ont capturé les autres taxons avec les collemboles, acariens et diptères étant les trois taxons les plus abondants. L'analyse factorielle ne nous permet pas de dégager de patterns écologiques clairs concernant les arthropodes ce qui laisse supposer que les arthropodes sont distribués assez aléatoirement parmi les différents traitements (sauf peut-être les cas où les diptères sont très nombreux). Ceci pourrait être expliqué par la relative grande mobilité des arthropodes, la petite échelle du dispositif et/ou le faible nombre de réplicats. Autre élément intéressant, la distribution du taxon « inconnu » qui est proche de celui des diptères, les inconnus étant probablement majoritairement des larves de diptères. Sur la figure 26 en annexe, on voit clairement l'influence du déséquilibre du nombre de réplicats (2 pour N, P, K et 3 pour T, Ca, NPK) mais qui est

probablement expliqué par l'abondance élevée des diptères dans au moins un des quadrats des traitements T, Ca et NPK.

La variation d'abondance d'arthropodes entre les traitements peut être très marquée malgré une absence de différence significative, ceci s'expliquant probablement par le manque de réplicats. On constate également une forte hétérogénéité du nombre de captures entre les quadrats d'un même traitement, ce qui rend compliqué la mise en évidence de résultats significatifs et l'interprétation des résultats. Néanmoins, l'analyse statistique a révélé une réduction significative de l'abondance de deux taxons, les acariens et les coléoptères, dans le traitement NPK par rapport à d'autres traitements (T, K, N pour les acariens et Ca, K, P pour les coléoptères). Le traitement NPK est celui ayant la productivité primaire aérienne sèche la plus élevée (814g/m<sup>2</sup>), composée principalement de monocotylédones (*Holcus lanatus*) ainsi que l'abondance d'arthropodes la plus élevée (n = 11881). NPK est aussi le second traitement le plus acide (pH moyen = 4.94) même si la différence n'est significative qu'avec Ca.

Plusieurs hypothèses pourraient expliquer la plus grande abondance d'arthropodes dans le traitement NPK. L'hypothèse de l'ennemi (HE) (Root, 1973) prédit qu'une polyculture hébergerait une plus grande abondance de prédateurs/parasites des consommateurs primaires qu'une monoculture, ce qui aurait pour effet de diminuer l'abondance des consommateurs primaires dans les polycultures (Silvertown et al., 2006). L'hypothèse de l'exploitation de l'écosystème (HEE) (Oksanen et al., 1981) prédit que la densité d'herbivores augmente avec la productivité primaire jusqu'à atteindre un pic où un contrôle « top down » prend le relais, les prédateurs contrôlant la densité d'herbivore à très haute productivité. Ces deux hypothèses ont été testées au PGE par Heard (1999) in Silvertown et al., (2006) et semblent soutenir certains résultats. La végétation des quadrats NPK pourrait être assimilée à une monoculture de graminées très productive engendrant peu de pression des prédateurs de consommateurs primaires tant que la productivité n'excède pas un certain seuil (HE). Les diptères, collemboles et acariens pourraient être assimilés à des consommateurs primaires dont l'abondance serait liée à la phytomasse et/ou à la quantité de débris générée par cette phytomasse (HEE). Par conséquent, les consommateurs primaires des quadrats NPK pourraient se développer sans subir une pression trop forte de la part de leurs prédateurs. Ces hypothèses ne sont pas soutenues par la relative faible abondance d'acariens du traitement NPK par rapport aux autres traitements.

### *Moins d'acariens dans les quadrats NPK*

Les résultats de nos analyses suggèrent une réduction de l'abondance moyenne d'acariens assez nette dans les quadrats NPK (84) par rapport à d'autres quadrats (entre 426 (T) et 750 (N)).

Nous pourrions mettre en relation la relative faible abondance d'acariens et l'abondance relativement élevée des collemboles et diptères pour expliquer les résultats obtenus dans les quadrats NPK. Sous l'hypothèse que ces trois taxons font partie de la guildes trophique des détritivores (les acariens semblent être majoritairement des oribates), les acariens, collemboles et diptères se partageraient alors une niche commune et seraient en compétition pour l'accès aux ressources. Pourtant, cette hypothèse semble être réfutée ou très fortement nuancée par le fait que la compétition ne semble pas affecter l'abondance de microarthropodes du sol et ceci grâce à la prédation (Cole et al., 2006).

Un autre élément pouvant expliquer la faible abondance des acariens dans les quadrats NPK serait la présence en plus grand nombre de vers de terre spécifiques. En effet, les vers de terre peuvent influencer négativement et/ou positivement l'abondance de microarthropodes comme les acariens par les changements qu'ils induisent dans les propriétés biotique et abiotiques de leur environnement (Eisenhauer, 2010). La présence de vers de terre comme *O. tyrtaeum* pourrait négativement affecter l'abondance de collemboles (Kreuzer et al., 2004) et d'acariens, principalement oribates (Eisenhauer et al., 2007). *D. octaedra*, par exemple, pourrait diminuer l'abondance totale d'acariens en perturbant la structure physique des couches organiques du sol (McLean et Parkinson, 2000). De manière plus générale, les vers endogés semblent avoir un impact négatif sur l'abondance d'acariens oribates par la compétition pour la nourriture (Eisenhauer, 2010) et les vers épigés affecteraient négativement les microarthropodes par la perturbation physique de la litière (Eisenhauer, 2010). Le fait que la plupart des études expérimentales citées par Eisenhauer, (2010) utilisent *Aporrectodea caliginosa*, absent de nos quadrats, peut biaiser les conclusions générales car c'est un endogé « superficiel » qui peut beaucoup plus interférer avec la microfaune. Eisenhauer, (2010) cite des études qui sont valables en laboratoire ou en forêt mais leurs conclusions nous donnent des éléments intéressants à mettre en perspective avec nos résultats, même si nos méthodes de capture ne sont pas spécifiques aux microarthropodes.

### *Moins de coléoptères dans les quadrats NPK*

Les résultats de nos analyses suggèrent une réduction de l'abondance moyenne de coléoptères dans les quadrats NPK (8) par rapport à d'autres quadrats (entre 21 (P) et 35 (K)).

En se référant à la liste des familles de coléoptères identifiés par des experts et en faisant l'approximation de réduire certaines familles à des guildes trophiques, 55% des coléoptères capturés appartiendraient à la guildes des herbivores, 39% seraient prédateurs et le reste appartiendraient à d'autres guildes trophiques tels les détritivores. Le fait que les coléoptères soient moins nombreux dans le traitement NPK ne supporte par l'HEE sauf si l'on estime que les graminées dominantes dans les quadrats NPK ne sont pas attirantes pour les coléoptères herbivores. Les graminées ayant un feuillage riche en sclérenchyme pourraient être partiellement ignorées par les coléoptères herbivores qui recherchent plutôt des feuilles plus tendres, présentes dans d'autres quadrats. Le fait qu'une partie des espèces de coléoptères pourraient être spécialisées dans leurs choix alimentaire pourrait aussi réduire la probabilité de retrouver des individus au sein des quadrats NPK, ces quadrats ayant une richesse spécifique floristique moins élevée. Les quadrats NPK étant plus densément peuplé, en termes de végétaux, que les autres quadrats, cela pourrait avoir un effet microclimatique sur la température, qui serait plus basse ainsi que sur la quantité de lumière qui atteint le sol qui serait moindre. La température plus basse retarderait l'émergence de certaines espèces et l'activité de certaines espèces de coléoptères serait atténuée par la diminution de la quantité de lumière. Ces phénomènes seraient renforcés par la météo particulièrement froide des mois de mars et avril 2021. Ces différents éléments mis ensemble (préférence alimentaire, météo, microclimat) pourraient avoir comme conséquence une réduction de l'abondance de coléoptères dans les quadrats NPK.

## **Perspectives et précautions**

### *Les communautés de vers de terre*

D'autres études examinant l'impact des vers de terre sur les communautés de microarthropodes dans le dispositif du jardin Massart seraient nécessaires pour nous permettre de mieux comprendre les interactions qui peuvent exister entre ces deux groupes. Il serait intéressant de s'inspirer de travaux existants pour éviter les écueils (Eisenhauer, 2010). Echantillonner la pelouse alentours pourrait nous donner des indications sur la population originelle des quadrats. Il serait aussi intéressant de vérifier si la méthode de capture des vers de terre (extraction avec de la moutarde) n'influence pas les communautés d'arthropodes du sol à l'échelle du quadrat en vérifiant les abondances ou la richesse spécifique avant/après ou grâce à des témoins.

### *Les communautés d'arthropodes*

Il serait intéressant de subdiviser les taxons en prédateurs (araignées, certains coléoptères et certains acariens) et herbivores ou détritivores (cloportes, diplopodes, collembolles et certains

acaréens), ces derniers dépendant essentiellement de la litière et les premiers dépendant de leurs proies mais aussi de la structure spatiale de la végétation près du sol (facilité ou non de se déplacer, structures auxquelles on peut accrocher une toile) (Silvertown et al., 2006). Il serait peut-être intéressant de faire une distinction entre les araignées qui construisent une toile (Lyniphides, Erigonides, ...) et celles qui chassent à l'affût (Lycosides, Clubionides, ...) car la répartition des araignées pourrait devenir un facteur explicatif : il pourrait y avoir une corrélation négative entre les arachnides (prédateurs) d'une part et les collembolés ou les diptères (proies). Étendre la période d'analyse jusqu'en fin juin au moins donnerait également d'autres résultats qui nuanceraient peut-être nos données. Ayant fait des relevés des arthropodes jusqu'au 30/06/2021, il serait possible d'étendre notre analyse sans avoir à réitérer l'expérience dans son intégralité. Identifier les taxons jusqu'à la famille ou à l'espèce permettrait de faire une analyse plus fine de la distribution des arthropodes, permettant d'attribuer des indices de diversité aux différents quadrats. Par exemple, il est très difficile de faire une discussion sur les coléoptères sans aller plus loin dans leur identification, ce taxon présentant une grande diversité dans leur écologie. Cibler certains taxons et focaliser l'effort d'identification et d'analyse sur eux aurait peut-être permis une meilleure analyse de la distribution des arthropodes sélectionnés.

### *Générales*

Ce travail pose plus de questions qu'il ne donne de réponses. Il pourrait être développé et complété de beaucoup de manières différentes, par exemple en identifiant certains taxons à des guildes trophiques, ceci permettant de nouvelles comparaisons.

Nos interprétations doivent être prises avec la plus grande prudence car il n'y a dans notre mode opératoire que 2 à 3 réplicats par traitement et beaucoup de facteurs de l'environnement n'ont pas été mesurés (température au jour le jour au niveau du sol, humidité relative au niveau du sol, texture du sol, luminosité au niveau du sol, développement racinaire, ...). Dans les mêmes conditions de travail, peut-être aurions-nous pu nous concentrer sur seulement deux traitements pour l'analyse des vers de terre et 3 traitements pour le piégeage des arthropodes. De cette manière, nous aurions pu augmenter le nombre de réplicats. Idéalement, tous les quadrats ( $n=36$ ) auraient dû être analysés ainsi que la pelouse alentours afin de vérifier l'effet de lisière. Nous aurions pu imaginer de répliquer le design expérimental sur une prairie témoin, permettant de vérifier si la proximité des quadrats influence les quadrats témoins. De plus, le dispositif ne couvre que 100 m<sup>2</sup>. Une aussi petite surface peut difficilement permettre un échantillonnage

représentatif de la faune des lombrics et arthropodes de nos régions. Cette liste de pistes pour continuer/améliorer l'expérience n'est surement pas exhaustive.

## Conclusion

Cette étude a tenté de répondre à trois hypothèses de travail principales. La première hypothèse suggérait que les communautés d'arthropodes allaient diverger en réponse aux variations de communauté végétale. Nous n'avons pas observé ce phénomène sauf pour les acariens et coléoptères dont l'abondance a chuté dans les quadrats NPK. Les acariens pourraient être influencés par l'activité de *D. octaedra* et une identification plus poussée des espèces de coléoptères pourrait donner des pistes d'explication de leur distribution.

La seconde hypothèse suggérait que l'abondance d'arthropodes devrait augmenter avec la productivité et que la richesse spécifique des arthropodes devrait augmenter avec la richesse spécifique végétale. Cette hypothèse se vérifie partiellement, les quadrats NPK étant en moyenne les plus productifs et les plus abondants en nombre d'arthropodes. Cette abondance est due en grande partie à deux taxons, les diptères et les collemboles bien que les analyses n'aient pas détectés de différences significatives entre les traitements concernant ces taxons. La richesse spécifique n'a pas pu être vérifiée.

La dernière hypothèse suggérait que les communautés de vers de terre se distribueraient selon le pH avec des différences nettes entre le traitement Ca et les traitements azotés (NPK). Chaque traitement étudié est dominé par une espèce différente et les espèces les plus ubiquistes sont retrouvées en proportion variables. Pour compléter notre analyse, il faudrait échantillonner la pelouse qui entoure le dispositif car cette pelouse représente probablement la communauté de départ, ce qui permettrait la comparaison.

L'originalité de cette expérience est aussi son plus grand défi. Les interactions végétales et animales entre quadrats si proches doivent être nombreuses, l'effet de bord est probablement important et attribuer la responsabilité de la distribution des communautés d'arthropodes à la seule fertilisation ne pouvait qu'être réducteur. Notre étude n'a d'ailleurs pas mis en évidence de réelles divergences des communautés d'arthropodes entre les différents traitements. La découverte de deux espèces de coléoptères encore non répertoriées au jardin Massart est néanmoins une belle surprise. Identifier les espèces, les classer par groupe trophique et prolonger les analyses jusque fin juin permettraient peut-être de dégager des résultats très différents, ouvrant de nouvelles portes à la compréhension de la distribution spatiale des communautés d'arthropodes du sol à une micro-échelle.

## Références

- Andrey, A., Humbert, J., Pernollet, C., Arlettaz, R., 2014. Experimental evidence for the immediate impact of fertilization and irrigation upon the plant and invertebrate communities of mountain grasslands. *Ecol Evol* 4, 2610–2623.
- Bauer, M., Albrecht, H., 2020. Vegetation monitoring in a 100-year-old calcareous grassland reserve in Germany. *Basic and Applied Ecology, From Nature Conservation to Ecosystem Restoration* 42, 15–26.
- Bouché MB. 1972. *Lombriciens de France*. *Ecologie et Systematique*, vol. 72. INRA Publications; p. 1-671.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., CiNDERBY, S., Davidson, E., Dentener, F., Pardo, L., 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis 31. Wiley on behalf of the Ecological Society of America. *Ecological Applications* Vol. 20, No. 1 pp. 30-59
- Callaham, M., 2003. Macroinvertebrates in North American tallgrass prairie soils: effects of fire, mowing, and fertilization on density and biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 1079–1093.
- Carvalho, L.G., Biesmeijer, J.C., Franzén, M., Aguirre-Gutiérrez, J., Garibaldi, L.A., Helm, A., Michez, D., Pöyry, J., Reemer, M., Schweiger, O., Den, B.L. van, WallisDeVries, M.F., Kunin, W.E., 2020. Soil eutrophication shaped the composition of pollinator assemblages during the past century. *Ecography* 43, 209–221.
- Clark, C.M., Bell, M.D., Boyd, J.W., Compton, J.E., Davidson, E.A., Davis, C., Fenn, M.E., Geiser, L., Jones, L., Blett, T.F., 2017. Nitrogen-induced terrestrial eutrophication: cascading effects and impacts on ecosystem services. *Ecosphere* 8.
- Cole, L., Bradford, M.A., Shaw, P.J.A., Bardgett, R.D., 2006. The abundance, richness and functional role of soil meso- and macrofauna in temperate grassland—A case study. *Applied Soil Ecology* 33, 186–198.
- Crawley, M.J., Johnston, A.E., Silvertown, J., Dodd, M., Mazancourt, C. de, Heard, M.S., Henman, D.F., Edwards, G.R., 2005. Determinants of Species Richness in the Park Grass Experiment. *The American Naturalist* 165, 179–192.
- Damgaard, C., Jensen, L., Frohn, L.M., Borchsenius, F., Nielsen, K.E., Ejrnæs, R., Stevens, C.J., 2011. The effect of nitrogen deposition on the species richness of acid grasslands in Denmark: A comparison with a study performed on a European scale. *Environmental Pollution* 159, 1778–1782.
- Decaëns, T., Margerie, P., Aubert, M., Hedde, M., Bureau, F., 2008. Assembly rules within earthworm communities in North-Western France—A regional analysis. *Applied Soil Ecology* 39, 321–335.
- Delescaille L.-M., Wibail L., Claessens H., Dufrene M., Mahy G., Peeters A. et Sérusiaux E. 2021. *Les Habitats d'Intérêt Communautaire de Wallonie*. Publication du Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole (SPW ARNE ), Série Faune – Flore –Habitat n° 10, Gembloux : 1011 p.
- Duprè, C., Stevens, C.J., Ranke, T., Bleeker, A., Pepler-Lisbach, C., Gowing, D.J.G., Dise, N.B., Dorland, E., Bobbink, R., Diekmann, M., 2010. Changes in species richness and

- composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition: Nitrogen deposition and species richness. *Global Change Biology* 16, 344–357.
- Dybzinski, R., Tilman, D., 2007. Resource Use Patterns Predict Long-Term Outcomes of Plant Competition for Nutrients and Light. *The American Naturalist* 170, 305–318.
- Eisenhauer, N., 2010. The action of an animal ecosystem engineer: Identification of the main mechanisms of earthworm impacts on soil microarthropods. *Pedobiologia* 53, 343–352.
- Eisenhauer, N., Partsch, S., Parkinson, D., Scheu, S., 2007. Invasion of a deciduous forest by earthworms: Changes in soil chemistry, microflora, microarthropods and vegetation. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 1099–1110.
- Evans, E.C., Sanderson, R.A., 2018. Long-term fertilizer regimes have both direct and indirect effects on arthropod community composition and feeding guilds. *J Appl Entomol* 142, 230–240.
- FAO, Food & Agriculture Organisation of the United Nations.,2005. *Grasslands of the World*. Rome. Plant production and protection, series No. 34. 514p.
- Galloway, J.N., 1998. The global nitrogen cycle: changes and consequences. *Environmental Pollution, Nitrogen, the Confer-N-s First International Nitrogen Conference 1998* 102, 15–24.
- Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H., Townsend, A.R., Vöösmary, C.J., 2004. Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future. *Biogeochemistry* 70, 153–226.
- Garnier, E., Lavorel, S., Ansquer, P., Castro, H., Cruz, P., Dolezal, J., Eriksson, O., Fortunel, C., Freitas, H., Golodets, C., Grigulis, K., Jouany, C., Kazakou, E. et al., 2007. Assessing the effects of land-use change on plant traits, communities and ecosystem functioning in grasslands: A standardized methodology and lessons from an application to 11 European sites. *Annals of Botany* 99, 967–985.
- Grime, J.P., 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250, 26–31.
- Haddad, N.M., Haarstad, J., Tilman, D., 2000. The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. *Oecologia* 124, 73–84.
- Hoeffner, K., Santonja, M., Monard, C., Barbe, L., Moing, M.L., Cluzeau, D., 2021. Soil properties, grassland management, and landscape diversity drive the assembly of earthworm communities in temperate grasslands. *Pedosphere* 31, 375–383.
- IRM. Bilans climatologique de 2021, avril. URL <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/bilans-climatologiques/2021/avril> Consulté le 07.viii.2021.
- Josens G. et Pasteels J.M. 1977. *Productions secondaires estimées par pièges d'émergence dans une hêtraie à Mirwart (Ardennes belges)*. Paris-Gembloux: Editions Duculot.
- Keeney, D.R., Nelson, D.W., 1983. Nitrogen—inorganic forms, in: methods of soil analysis. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 643–698.
- Kirkham, F.W., Mountford, J.O., Wilkins, R.J., 1996. The Effects of Nitrogen, Potassium and Phosphorus Addition on the Vegetation of a Somerset Peat Moor Under Cutting Management. *Journal of Applied Ecology* 33, 1013–1029.

- Kirkham, F.W., Tallowin, J.R.B., Dunn, R.M., Bhogal, A., Chambers, B.J., Bardgett, R.D., 2014. Ecologically sustainable fertility management for the maintenance of species-rich hay meadows: a 12-year fertilizer and lime experiment. *Journal of Applied Ecology* 51, 152–161.
- Lavorel, S., Garnier, E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16, 545–556.
- Leuschner, C., Ellenberg, H., 2017. *Ecology of central European non-forest vegetation: coastal to alpine, natural to man-made habitats*. Vegetation Ecology of Central Europe, Volume II. Springer International Publishing, Cham.
- McCravy, K.W., 2018. A Review of Sampling and Monitoring Methods for Beneficial Arthropods in Agroecosystems. *Insects* 9.
- McLean, M.A., Parkinson, D., 2000. Introduction of the epigeic earthworm *Dendrobaena octaedra* changes the oribatid community and microarthropod abundances in a pine forest. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 1671–1681.
- Monson, R. K. (2014). *Ecology and the Environment*. Springer New York. 1st ed. 2014. 389–423.
- Oksanen, L., Fretwell, S.D., Arruda, J., Niemela, P., 1981. Exploitation Ecosystems in Gradients of Primary Productivity. *The American Naturalist* 118, 240–261.
- Pardo, L.H., Fenn, M.E., Goodale, C.L., Geiser, L.H., Driscoll, C.T., Allen, E.B., Baron, J.S., Bobbink, R., Bowman, W.D., Clark, C.M., et al., 2011. Effects of nitrogen deposition and empirical nitrogen critical loads for ecoregions of the United States. *Ecological Applications* 21, 3049–3082.
- Pižl, V., Josens, G., 1995. Earthworm communities along a gradient of urbanisation. *Environmental Pollution*. Vol. 90. No. 1. pp. 7~ 14.
- Prather, R.M., Kaspari, M., 2019. Plants regulate grassland arthropod communities through biomass, quality, and habitat heterogeneity. *Ecosphere* 10, e02909.
- Raw, F., 1959. Estimating earthworm populations by using formalin. *Nature* 184, 1661–1662.
- Root, R.B., 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: The fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monographs* 43, 95–124.
- RStudio Team. 2021. Version 1.4.1717. RStudio: Integrated development for R. RStudio, PBC, Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>.
- Schmid, J.S., Huth, A., Taubert, F., 2021. Influences of traits and processes on productivity and functional composition in grasslands: A modeling study. *Ecological Modelling* 440, 109395.
- Sheridan, H., Finn, J.A., Culleton, N., O’Donovan, G., 2008. Plant and invertebrate diversity in grassland field margins. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123, 225–232.
- Siemann, E. 1998. Experimental tests of effects of plant productivity and diversity on grassland arthropod diversity. *Ecology (Durham)*, 79(6), 2057–2070.
- Silvertown, J., Poulton, P., Johnston, E., Edwards, G., Heard, M., Biss, P.M., 2006. The Park Grass Experiment 1856–2006: its contribution to ecology. *Journal of Ecology* 94, 801–814.

- Standen, V., 2000. The adequacy of collecting techniques for estimating species richness of grassland invertebrates. *J Appl Ecology* 37, 884–893.
- Standen, V., 1982. Associations of Enchytraeidae (Oligochaeta) in experimentally fertilized grasslands. *The Journal of Animal Ecology* 51, 501.
- Statbel, Utilisation du sol, 2018  
<https://statbel.fgov.be/fr/themes/environnement/sol/utilisation-du-sol#figures> Consulté le 6.iv.2021.
- Stevens, C.J., 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science* 303, 1876–1879.
- Stevens, C.J., David, T.I., Storkey, J., 2018. Atmospheric nitrogen deposition in terrestrial ecosystems: Its impact on plant communities and consequences across trophic levels. *Funct Ecol* 32, 1757–1769.
- Tóth, Z., Szlavecz, K., Epp Schmidt, D.J., Hornung, E., Setälä, H., Yesilonis, I.D., Kotze, D.J., Dombos, M., Pouyat, R., Mishra, S., Cilliers, S., Yarwood, S., Csuzdi, C., 2020. Earthworm assemblages in urban habitats across biogeographical regions. *Applied Soil Ecology* 151, 103530.
- Valckx, J., Govers, G., Hermy, M., Muys, B., 2011. Optimizing earthworm sampling in ecosystems, in: Karaca, A. (Ed.), *Biology of Earthworms, Soil Biology*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 19–38.
- van den Pol-van Dasselaar, A., Bastiaansen-Aantjes, L., Bogue, F., 2020. *Grassland use in Europe*. éditions Quae.
- Wang, X., Li, F.Y., Tang, K., Wang, Y., Suri, G., Bai, Z., Baoyin, T., 2020. Land use alters relationships of grassland productivity with plant and arthropod diversity in Inner Mongolian grassland. *Ecological Applications* 30, e02052.
- WHO, World Health Organization, 2020. IARC monographs on the identification of carcinogenic hazards to humans. <https://monographs.iarc.who.int/list-of-classifications> Consulté le 6.vi.2021.

## Annexes

Tableau 2 Comparaison d'abondance entre l'expérience réalisée par Evans et Sanderson, 2018 et les résultats de ce mémoire. L'abondance est rapportée par piège et par jour.

Evans et Sanderson, 2018	Araneae	Coleoptera	Diptera	Hemiptera	Hymenoptera	Lepidoptera	Total
Abondance moyenne par jour par piège à Palace Leas, UK	3,2	2,2	1,9	0,1	0,4	0,0	7,8
Abondance moyenne par jour par piège à Massart	0,5	0,6	3,4	0,5	0,4	0,0	5,4

Tableau 3 Comparaison d'abondance entre l'expérience réalisée par Prather et Kaspari, 2019 et les résultats de ce mémoire. L'abondance est rapportée par piège et par jour.

Prather et Kaspari, 2019	Acar i	Arane ae	Coleopte ra	Collembola	Diplo poda	Dipte ra	Hemipt era	Hymen optera	Lepid opter a	Total
Abondance moyenne par jour par piège à Pigtail Alley Prairie, USA	1,2	1,6	2,7	5,5	0,0	1,0	1,4	2,8	0,3	16,5
Abondance moyenne par jour par piège à Massart	12,9	0,5	0,6	41,1	0,2	3,4	0,5	0,4	0,0	59,6

Tableau 4 Nombre d'individus capturés par taxon, par quadrat et par traitement. Pièges d'émergence et d'activité confondus.

Traite- ment/ Quadrat	Acarie ns	Araign ées	Clopor tes	Coléo ptères	Colle mbole s	Diptèr es	Enchyt réides	Hémip tères	Hymé noptè res	Incon nu	Lépido ptères	Mollu sques	Myria podes	Thysa noptè res	Vers de Terre	Total général
<b>Ca</b>	<b>797</b>	<b>48</b>	<b>20</b>	<b>69</b>	<b>3451</b>	<b>2603</b>	<b>0</b>	<b>67</b>	<b>84</b>	<b>134</b>	<b>0</b>	<b>14</b>	<b>18</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>7318</b>
3	151	24	5	31	1982	1276	0	52	33	45	0	4	11	0	4	3618
17	145	6	6	16	881	1307	0	1	7	83	0	2	6	3	1	2464
30	501	18	9	22	588	20	0	14	44	6	0	8	1	3	2	1236
<b>K</b>	<b>998</b>	<b>16</b>	<b>4</b>	<b>70</b>	<b>1831</b>	<b>157</b>	<b>0</b>	<b>71</b>	<b>22</b>	<b>6</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>8</b>	<b>5</b>	<b>12</b>	<b>3205</b>
11	461	4	0	45	570	16	0	70	7	3	1	2	3	3	5	1190
25	537	12	4	25	1261	141	0	1	15	3	0	2	5	2	7	2015
<b>N</b>	<b>1499</b>	<b>39</b>	<b>26</b>	<b>30</b>	<b>1809</b>	<b>151</b>	<b>0</b>	<b>17</b>	<b>24</b>	<b>9</b>	<b>3</b>	<b>7</b>	<b>10</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>3633</b>
4	991	26	23	18	813	62	0	16	13	4	2	6	10	2	4	1990
14	508	13	3	12	996	89	0	1	11	5	1	1	0	2	1	1643
<b>NPK</b>	<b>252</b>	<b>30</b>	<b>26</b>	<b>24</b>	<b>4605</b>	<b>6614</b>	<b>0</b>	<b>9</b>	<b>21</b>	<b>285</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>15</b>	<b>0</b>	<b>7</b>	<b>11893</b>
16	72	7	10	9	1173	3748	0	4	6	260	0	1	6	0	1	5297
19	57	11	0	8	2691	2847	0	0	4	23	0	2	0	0	1	5644
35	123	12	16	7	741	19	0	5	11	2	0	2	9	0	5	952
<b>P</b>	<b>647</b>	<b>49</b>	<b>18</b>	<b>42</b>	<b>1635</b>	<b>91</b>	<b>0</b>	<b>55</b>	<b>20</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	<b>8</b>	<b>18</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>2590</b>
10	420	38	10	24	653	20	0	37	6	0	0	6	2	0	1	1217
31	227	11	8	18	982	71	0	18	14	4	0	2	16	2	0	1373
<b>T</b>	<b>1278</b>	<b>35</b>	<b>10</b>	<b>30</b>	<b>4065</b>	<b>3314</b>	<b>1</b>	<b>7</b>	<b>31</b>	<b>64</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>14</b>	<b>10</b>	<b>5</b>	<b>8868</b>
9	454	25	5	19	641	85	0	4	2	0	0	1	3	4	1	1244
18	742	6	4	8	1925	407	1	2	8	41	1	2	3	1	2	3153
20	82	4	1	3	1499	2822	0	1	21	23	0	0	8	5	2	4471
<b>Total général</b>	<b>5471</b>	<b>217</b>	<b>104</b>	<b>265</b>	<b>17396</b>	<b>12930</b>	<b>1</b>	<b>226</b>	<b>202</b>	<b>502</b>	<b>5</b>	<b>41</b>	<b>83</b>	<b>27</b>	<b>37</b>	<b>37507</b>

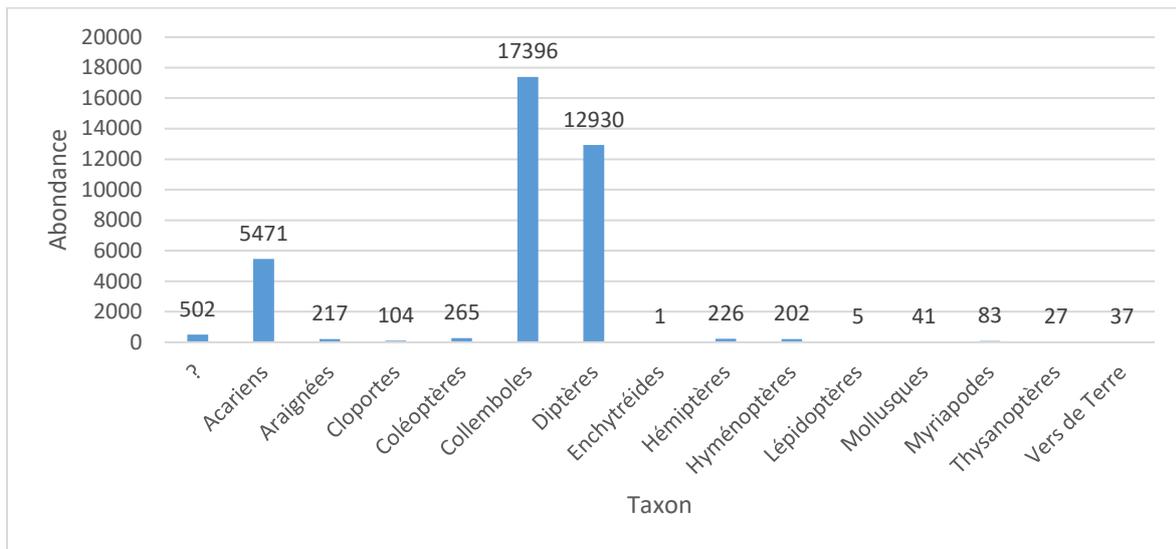


Figure 21 Nombre total d'individus capturés par taxon pour la période du 18/02/21 au 06/05/21. Les barres bleues indiquent le nombre d'individus chiffrés à leur sommet.

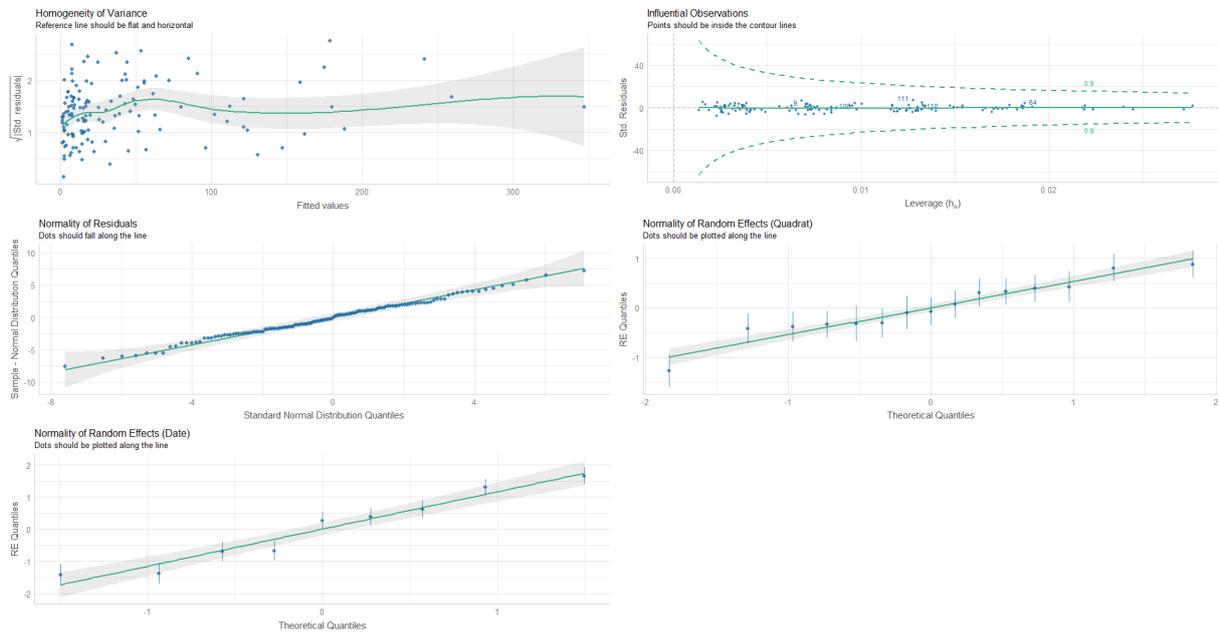


Figure 22 ACARIENS. Graphiques vérifiant les conditions d'application de la GLMM. En haut à gauche, homogénéité des variances, en haut à droite, détection des « outliers », les trois autres graphiques indiquent la normalité des résidus pour l'effet fixe (milieu gauche), l'effet aléatoire quadrat (milieu droit), l'effet aléatoire date (en bas).

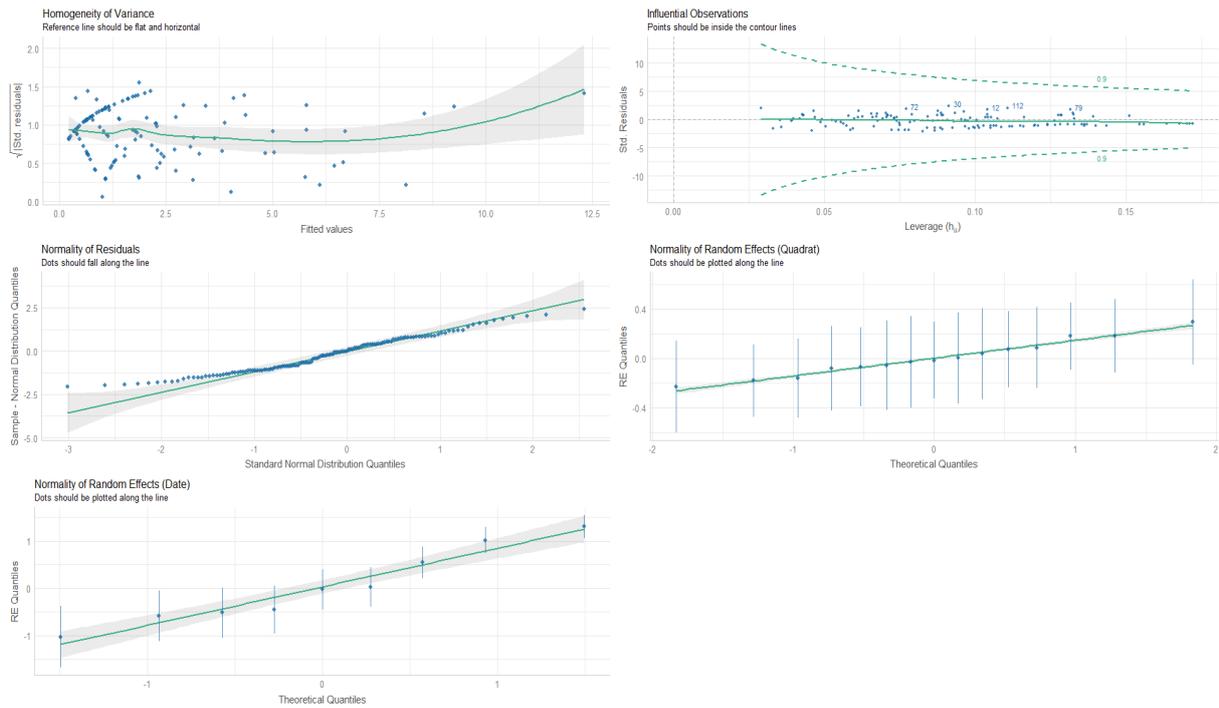


Figure 23 COLEOPTERES. Graphiques vérifiant les conditions d'application de la GLMM. En haut à gauche, homogénéité des variances, en haut à droite, détection des « outliers », les trois autres graphiques indiquent la normalité des résidus pour l'effet fixe (milieu gauche), l'effet aléatoire quadrat (milieu droit), l'effet aléatoire date (en bas).

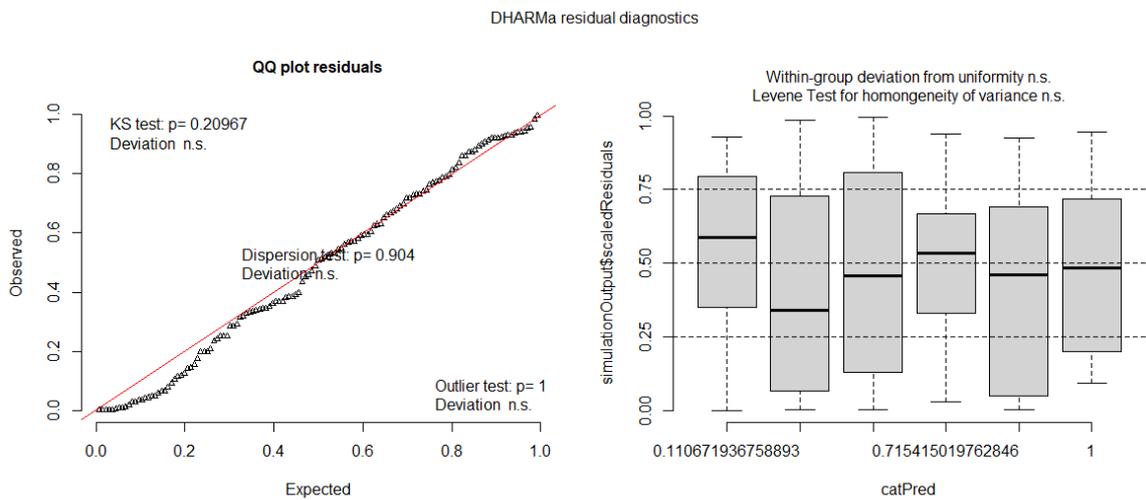


Figure 24 ACARIENS. A gauche, graphique quantile-quantile des résidus standardisés. A droite boxplot de la distribution normale et homogène des résidus. A gauche, les résultats de trois tests statistiques: un test de Kolmogorov-Smirnov (KS) qui vérifie si on s'éloigne de la distribution théorique, un test de dispersion qui vérifie s'il y a sous-dispersion ou surdispersion, puis un test des valeurs extrêmes (outliers) qui vérifie s'il y a excès de résidus plus extrêmes que toutes les simulations.

DHARMA residual diagnostics

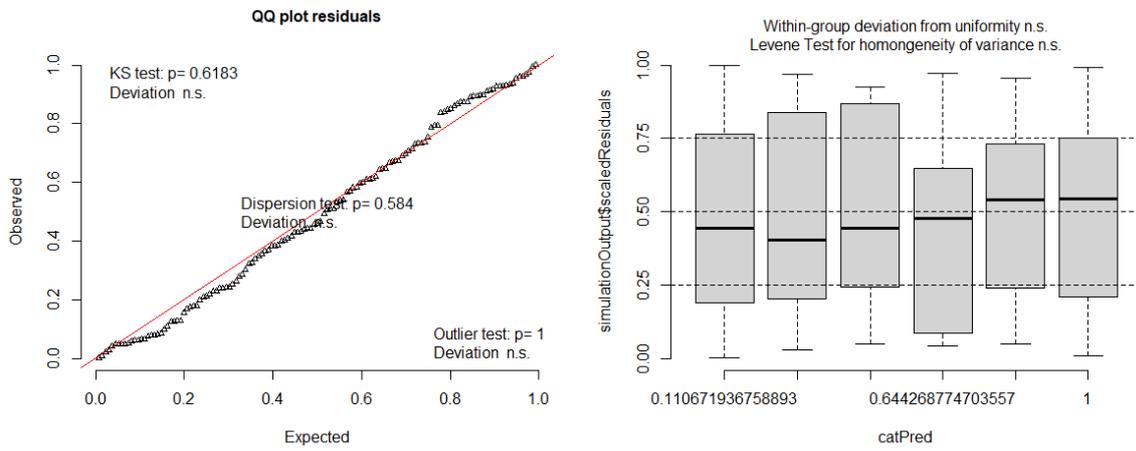


Figure 25 COLEOPTERES. A gauche, graphique quantile-quantile des résidus standardisés. A droite boxplot de la distribution normale et homogène des résidus. A gauche, les résultats de trois tests statistiques: un test de Kolmogorov-Smirnov (KS) qui vérifie si on s'éloigne de la distribution théorique, un test de dispersion qui vérifie s'il y a sous-dispersion ou surdispersion, puis un test des valeurs extrêmes (outliers) qui vérifie s'il y a excès de résidus plus extrêmes que toutes les simulations.

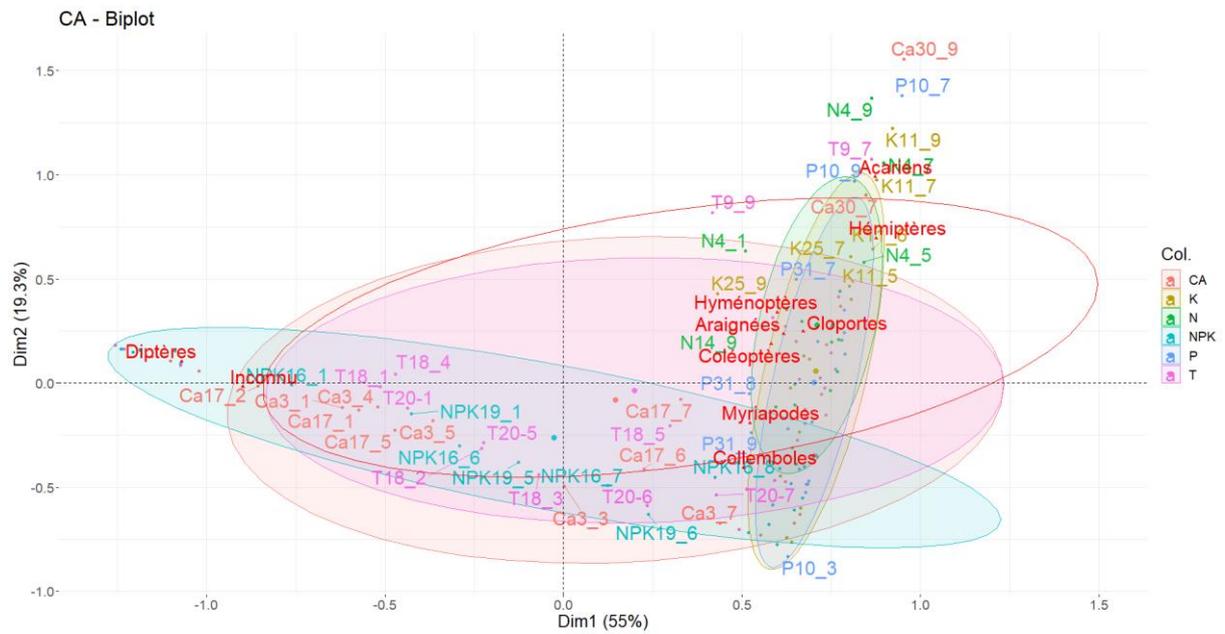


Figure 26 Analyse Factorielle des Correspondances du lien entre l'abondance des espèces d'arthropodes (en rouge) et les relevés par traitement (voir légende). Chaque point représente un relevé sur un quadrat, par exemple : NPK19\_5 = Le traitement NPK, quadrat numéro 19, 5<sup>ème</sup> relevé sur 9, qui correspond à la date du 30/03/2021. Les ellipses sont distribuées par traitement.