

L'influence des caractéristiques des infrastructures agroécologiques et de leur contexte paysager sur la présence et l'émergence des carabes en Wallonie

Auteur : De Swaef, Cameron

Promoteur(s) : Dufrêne, Marc

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2023-2024

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/21621>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

L'influence des caractéristiques des infrastructures agroécologiques et de leur contexte paysager sur la présence et l'émergence des carabes en Wallonie

CAMERON DE SWAEF

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2023-2024

PROMOTEUR : MARC DUFRÊNE

Copyright © Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique¹ de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

¹ Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par le(s) promoteur(s) membre(s) du personnel enseignant de GxABT.

L'influence des caractéristiques des infrastructures agroécologiques et de leur contexte paysager sur la présence et l'émergence des carabes en Wallonie

CAMERON DE SWAEF

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2023-2024

PROMOTEUR : MARC DUFRÊNE

Remerciements

À l'issue de ce travail de fin d'études, je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude à mon promoteur, le Professeur Marc Dufrêne, pour son encadrement et ses précieux conseils qui m'ont permis de mener à bien ce projet.

Je souhaite également remercier chaleureusement Julien Peeters pour le temps qu'il m'a consacré. Son accompagnement bienveillant et ses retours constructifs ont été essentiels dans la réalisation de ce travail, dont je suis fier.

Un grand merci au Professeur Yves Brostaux pour son expertise en analyses statistiques et pour ses recommandations avisées qui ont grandement enrichi cette étude.

Je suis aussi reconnaissant envers le Professeur Jean-François Bastin pour sa disponibilité et ses conseils pertinents sur l'étude du paysage qui ont contribué à approfondir ma réflexion.

Mes remerciements vont également à Caroline et Antoine, mes camarades de TFE, pour l'excellente ambiance qu'ils ont su créer au bureau, rendant ce parcours encore plus agréable.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance à Inès pour son soutien indéfectible et sa compréhension durant les périodes de travail intense. Son appui quotidien a été inestimable.

Enfin, je remercie chaleureusement les membres de ma famille pour leur disponibilité, leur soutien, leurs encouragements, et pour m'avoir permis de réaliser ces merveilleuses études.

Résumé

Pour répondre à la demande croissante en nourriture, le système agricole actuel s'efforce constamment d'accroître ses rendements. La stratégie adoptée au cours des dernières décennies visait à simplifier les paysages agricoles, fragilisant ainsi les écosystèmes et renforçant la dépendance aux produits agrochimiques. Les conséquences environnementales de ces pratiques sont profondes et alarmantes.

Une solution prometteuse réside dans la préservation et la mobilisation des services écosystémiques. Parmi eux, la régulation naturelle des bioagresseurs par les auxiliaires biologiques s'avère incontournable et cruciale. L'installation d'infrastructures agroécologiques favorise la présence de ces alliés naturels, renforçant ainsi la lutte biologique. La famille des carabidés a fait l'objet d'une attention particulière. Composée de nombreux prédateurs généralistes, cette famille s'est déjà révélée très efficace dans la régulation de nombreux ravageurs et adventices.

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact des diverses caractéristiques des infrastructures agroécologiques et de leur contexte paysager, sur l'activité-densité et la diversité des carabes présents ou émergents, en Wallonie. Les caractéristiques étudiées incluent la hauteur de la végétation herbacée, la largeur des infrastructures, leur type et le contexte paysager. Pour ce faire, quatre pièges Barber et quatre pièges à émergence ont été installés dans chacune des infrastructures. Au total, treize ont été suivies sur une période de trois semaines, entre le 1^{er} et le 26 avril 2024.

Lors de cette expérimentation, des différences d'activité-densité ont été observées en fonction de la largeur et du type d'infrastructures. L'activité-densité s'intensifiait avec l'augmentation de la largeur et était plus importante dans les bandes enherbées non pérennes. Des variations dans la composition spécifique ont été constatées en fonction de la hauteur de la végétation herbacée et du type d'infrastructures, tant pour la présence que pour l'émergence. En revanche, aucune corrélation n'a été trouvée concernant le contexte paysager. D'autres études sont nécessaires afin d'évaluer l'impact réel qu'il pourrait avoir sur les communautés de carabes.

Ce travail a permis de mettre en lumière l'influence de certaines caractéristiques des infrastructures agroécologiques sur l'activité-densité et sur la diversité des carabidés. Augmenter leur largeur, varier leur hauteur de végétation herbacée et leur type, semble encourager le développement de communautés de carabes diversifiées. Cependant, de nombreux facteurs restent à explorer pour identifier les caractéristiques optimales favorisant le développement de ces communautés.

Abstract

To meet the growing demand for food, today's agricultural system is constantly striving to increase yields. The strategy adopted over recent decades was used to simplify agricultural landscapes, thereby weakening ecosystems and reinforcing dependence on agrochemicals. The environmental consequences of these practices are profound and alarming.

A promising solution lies in the preservation and mobilization of ecosystem services. Among these, the natural regulation of pests and diseases by biological control agents is crucial. The installation of agroecological infrastructures encourages the presence of these natural allies, thereby strengthening biological control. Particular attention has been paid to the Carabidae family. Composed of numerous generalist predators, this family has already proved highly effective in regulating numerous pests and weeds.

The aim of this study is to assess the impact of the various characteristics of agroecological infrastructures and their landscape context, on the activity-density and diversity of present or emerging carabid beetles, in Wallonia. The characteristics studied include the height of the herbaceous vegetation, the width of the infrastructures, their type and the landscape context. To do so, four Barber traps and four emergence traps were installed in each of the infrastructures. A total of thirteen were monitored over a three-week period, between April 1 and April 26, 2024.

In this experiment, differences in activity-density were observed depending on the width and type of infrastructure. Activity-density increased with increasing width, and was highest in non-perennial grass strips. It was observed that the specific composition was influenced by the herbaceous vegetation height and type of infrastructures, for both presence and emergence. However, no correlation was found for landscape context. Further studies are needed to assess the real impact it could have on carabid communities.

This study has highlighted the influence of certain characteristics of agroecological infrastructures on the activity-density and diversity of carabid beetles. Increasing their width, varying the height of herbaceous vegetation and their type, seem to encourage the development of diverse carabid communities. However, many factors remain to be explored in order to identify the optimal characteristics for the development of these communities.

Liste des abréviations

IAE = Infrastructure agroécologique

NP = Bande enherbée non pérenne

P = Bande enherbée pérenne

PCoA = Analyse en Coordonnées Principales

SA = Bande enherbée avec une strate arbustive

SE = Service écosystémique

Table des matières

1 Introduction.....	9
1.1 Contexte général	9
1.1.1 Système agricole actuel.....	9
1.1.2 Conséquences des pratiques agricoles intensives.....	9
1.2 Piste de Solution : Auxiliaires biologiques.....	10
1.2.1 Disponibilité des ressources au sein du paysage.....	11
1.3 Cas particuliers des carabes	13
1.3.1 Caractéristiques des carabes	13
1.3.2 Comment favoriser leur présence	16
1.4 L'influence des infrastructures agroécologiques sur les carabes	17
1.4.1 Caractéristiques des infrastructures agroécologiques	17
1.4.2 Contexte paysager autour des infrastructures agroécologiques.....	18
1.5 Objectifs.....	20
2 Matériel et méthodes.....	21
2.1 Zone d'étude.....	21
2.2 Caractérisation des infrastructures agroécologiques.....	21
2.3 Piégeage	22
2.3.1 Types de piège	22
2.3.2 Répartition des pièges	24
2.4 Traitement des données.....	25
2.4.1 Diversité alpha.....	25
2.4.2 Diversité bêta.....	26
2.4.3 Contexte paysager	28
2.5 Analyses statistiques.....	29
3 Résultats	31
3.1 Données brutes sur l'ensemble des relevés	31
3.2 Comparaison entre les différentes infrastructures agroécologiques en fonction de leurs caractéristiques	31
3.2.1 La hauteur de végétation herbacée.....	31
3.2.2 La largeur des infrastructures agroécologiques	32
3.2.3 Le type d'infrastructures agroécologiques	34
3.3 Comparaison entre les infrastructures agroécologiques en fonction de leur contexte paysager.....	40
3.3.1 Comparaison entre les différentes infrastructures agroécologiques étudiées.....	40
3.3.2 Quel rôle joue le contexte paysager ?	40
4 Discussion	43

4.1 Influence de la hauteur de la végétation herbacée au sein des infrastructures agroécologiques, sur l'abondance et la diversité des carabes.....	43
4.2 Influence de la largeur des infrastructures agroécologiques sur l'abondance et la diversité des carabes	44
4.3 Influence du type d'infrastructures agroécologiques sur l'abondance et la diversité des carabes	44
4.4 Influence du contexte paysager autour des infrastructures agroécologiques sur l'abondance et la diversité des carabes	45
4.4.1 Hétérogénéité.....	45
4.4.2 Proportion de certains types d'occupation du sol.....	45
4.4.3 Influence de l'historique des infrastructures agroécologiques	45
4.5 Réflexion sur la méthode.....	46
4.6 Contribution personnelle	46
5 Conclusion et perspectives	47
6 Bibliographie.....	49
7 Annexes	59

Table des figures :

Figure 1: Quelques exemples d'auxiliaires spécialistes et généralistes (Bertrand., 2016).	11
Figure 2: Mouvements de colonisation cycliques des auxiliaires biologiques entre les cultures et les habitats semi-naturels. Figure issue de Rand et al. (2006).	12
Figure 3: Principaux critères d'identification des carabes (Mounier, 2021).	15
Figure 4: Illustration des deux axes majeurs de l'hétérogénéité spatiale : l'hétérogénéité de composition et de configuration (Fahrig et al., 2011).	19
Figure 5: Carte des différentes infrastructures agroécologiques étudiées et de leur répartition géographique.....	21
Figure 6: Schéma des pièges Barber utilisés lors de l'expérimentation.	23
Figure 7: Piège Barber au sein d'une infrastructure agroécologique.	23
Figure 8: Piège à émergence situé au sein d'une infrastructure agroécologique.	24
Figure 9: Positionnement des pièges à émergence situés au sein d'une infrastructure agroécologique.	25
Figure 10: Carte de l'hétérogénéité du paysage dans un rayon de 1 km autour des 13 infrastructures agroécologiques.	28
Figure 11: Nombre total d'individus capturés par espèce, au cours des trois semaines d'échantillonnage, classés par abondances décroissantes.	31
Figure 12: Relation entre la largeur des infrastructures agroécologiques et l'activité-densité des carabes relevée à l'aide des pièges Barber.	33
Figure 13: Relation entre la largeur des IAE et l'abondance des carabes émergents.....	34
Figure 14: Activité-densité des carabes en fonction de la semaine de relevés et du type d'infrastructures agroécologiques.....	35
Figure 15: Courbe de raréfaction entre la richesse en espèces et le nombre d'individus, pour chaque type d'IAE, échantillonnés à l'aide des pièges Barber.	36
Figure 16: Courbe de raréfaction entre la richesse en espèces et le nombre d'individus, pour chaque type d'IAE, échantillonnés à l'aide des pièges à émergence.	36
Figure 17: Dendrogramme construit sur base de la matrice de Bray-Curtis avec la méthode Ward, pour les pièges Barber.	37
Figure 18: Dendrogramme construit sur base de la matrice de Bray-Curtis avec la méthode Ward, pour les pièges à émergence.....	37
Figure 19: PCoA avec ellipse selon le type de bordure, pour les pièges Barber.	38
Figure 20: PCoA avec ellipse selon le type de bordure, pour les pièges à émergence.....	39

Table des tableaux :

Tableau 1: Modèle linéaire généralisé entre l'activité-densité des carabes et les trois catégories de hauteur herbacée, par type de piège.....	32
Tableau 2: Méthode Indval pour les différentes classes de hauteur, par type de piège.....	32
Tableau 3: Modèle linéaire généralisé entre l'activité-densité et la largeur des IAE, pour les pièges Barber.....	33
Tableau 4: Modèle linéaire généralisé entre les abondances totales et la largeur des IAE, pour les pièges à émergence.....	33
Tableau 5: Modèle linéaire généralisé entre l'activité-densité et le type d'infrastructures agroécologiques, pour les pièges Barber.....	34
Tableau 6: Test post hoc de Tukey sur l'activité-densité en fonction du type d'IAE.....	34
Tableau 7: Méthode Indval entre les différents types d'infrastructures agroécologiques, pour les pièges Barber.....	39
Tableau 8: Méthode Indval entre les différents types d'IAE, pour les pièges à émergence.....	40
Tableau 9: indice de Sorensen entre les différents types d'IAE, par type de piège.....	40
Tableau 10: Indices de Shannon et Simpson de l'hétérogénéité du paysage des différentes IAE.....	41

1 Introduction

1.1 Contexte général

1.1.1 Système agricole actuel

De nos jours, l'agriculture est confrontée à de nombreux défis majeurs. La population humaine étant en continuelle expansion, l'agriculture ne cesse de vouloir augmenter ses rendements pour répondre à la demande croissante de nourriture. L'agriculture moderne doit également répondre à la demande des agriculteurs qui réclament des rémunérations suffisantes pour assurer la pérennité de leurs exploitations. La stratégie mise en place durant ces dernières décennies prônait des pratiques agricoles intensives plutôt qu'extensives. La superficie mondiale des terres arables n'a d'ailleurs augmenté que de 9% entre 1961 et 2008 (Pretty, 2008).

Il est largement reconnu que l'agriculture intensive est le modèle de production prédominant en Europe et qu'il met en danger les écosystèmes agricoles (Donald et al., 2001 ; Benton et al., 2003 ; Moss, 2008 ; Potts et al., 2010 ; Saaristo et al., 2018). La domination des monocultures a entraîné une simplification des paysages agricoles en sacrifiant les habitats semi-naturels situés en bordure de cultures (Tscharntke et al., 2012). L'homogénéisation des paysages fragilise la résilience de ses écosystèmes car les fonctions biologiques, autrefois assurées par des communautés variées d'organismes, sont remplacées par une grande utilisation d'énergie et de produits agrochimiques (Gliessman, 1997 ; Tilman et al., 2001). Ces intrants chimiques sont utilisés en grande partie pour la régulation des ravageurs de cultures. En effet, les pertes de rendement causées par les bioagresseurs restent un problème majeur en agriculture, Savary (2019) indique par exemple que les ravageurs causent plus de 20% des pertes de rendement au sein des cultures de blé.

1.1.2 Conséquences des pratiques agricoles intensives

L'utilisation massive d'intrants chimiques est une problématique capitale à l'échelle mondiale, notamment en raison de leurs impacts environnementaux considérables. En pénétrant dans l'environnement, les pesticides peuvent être soumis à différents phénomènes : le processus d'absorption par les particules de sol, la lixiviation, la dérive de pulvérisation, la volatilisation et le ruissellement de surface (Tudi, 2021). Ces différents processus altèrent de manière significative la composition des sols en milieu agricole, la qualité des cours d'eau environnants ainsi que la qualité de l'air (Bernardes, 2015). Ces changements ont des conséquences sur la productivité agricole à long terme (Bommarco, 2013).

L'utilisation excessive d'intrants chimiques durant ces dernières décennies a lourdement impacté la biodiversité au sein des écosystèmes agricoles. Le nombre d'espèces a subi un déclin particulièrement marqué suite à une surexposition aux produits phytosanitaires (Chaplin-Kramer et al., 2011 ; Seibold et al., 2019). Ces effets peuvent être à la fois intentionnels lorsqu'ils sont destinés à favoriser la croissance de la plante cultivée, mais également non intentionnels lorsqu'ils impactent, par exemple, les populations d'auxiliaires de cultures (Le Roux et al., 2008). Une étude a démontré que, peu importe le paysage, le service de régulation des bioagresseurs était diminué par l'utilisation de pesticides (Ricci et al., 2019). À noter aussi, la simplification des paysages agricoles ne fait qu'accentuer les méfaits des pesticides sur la biodiversité, car les espèces ont de moins en moins de milieux dans lesquels se réfugier.

L'utilisation massive d'intrants nocifs engendre d'autres phénomènes. En plus de provoquer une mortalité à des niveaux de toxicité aigus, les polluants chimiques peuvent induire une variété de conséquences sublétales sur les animaux, y compris perturber leur comportement. De tels effets peuvent être des moteurs cachés du déclin des populations et de l'instabilité écologique (Saaristo et al., 2018 ; Ford et al., 2021). Ces effets sont encore peu connus, et la façon dont les produits chimiques impactent les interactions sociales et les fonctions de groupe pourrait être sous-estimée (Michelangeli et al., 2022).

L'utilisation de pesticides en milieu agricole est également un problème de santé public. Les principaux concernés sont les agriculteurs car ils sont exposés directement à ces produits lors de la pulvérisation, mais aussi les consommateurs qui ingèrent une quantité non négligeable de produits chimiques. De nombreuses études ont montré la toxicité de certains intrants et leurs effets irréversibles sur la santé (Juc, 2007 ; Carvalho, 2017).

Le système agricole actuel consomme également énormément d'énergies fossiles. Ces énergies sont utilisées pour la production des engrais azotés, ainsi que pour l'exécution de toutes les activités motorisées. Face à la diminution des réserves de ces sources d'énergie et à la hausse concomitante des coûts, il est à la fois économiquement et écologiquement justifié de rechercher des alternatives aux intrants (Créquy, 2021). La réduction des émissions de gaz à effet de serre est un défi environnemental crucial pour l'équilibre de notre planète. Dans ce contexte global, l'agriculture doit jouer un rôle significatif en stabilisant, voire en améliorant son bilan carbone (Le Roux et al., 2008).

Pour toutes ces raisons, il est primordial de mettre en place un nouveau modèle agricole qui ne repose plus sur une utilisation intensive d'intrants chimiques. Au lieu de cela, il doit s'appuyer sur la mobilisation des services écosystémiques (Daigneux, 2017).

1.2 Piste de Solution : Auxiliaires biologiques

Parmi l'ensemble des alternatives envisageables pour se détacher des pratiques agricoles actuelles, l'accent sera mis sur les auxiliaires biologiques. Leur mobilisation permet de favoriser la régulation naturelle, tout en réduisant l'utilisation de pesticides (Brévault et Clouvel, 2019). Il est avéré qu'ils fournissent de nombreux services écosystémiques essentiels à la durabilité des écosystèmes agricoles (Borowiec et al. 2011).

Les auxiliaires biologiques peuvent être classés selon deux groupes. Les auxiliaires spécialistes qui se nourrissent d'une ou d'un petit nombre d'espèces, et les auxiliaires généralistes qui possèdent une gamme de proies beaucoup plus étendue (Figure 1). Au sein des auxiliaires spécialistes, les coccinelles et les syrphes peuvent être cités. Parmi les auxiliaires généralistes, les carabes et les araignées occupent une position centrale dans la régulation des bioagresseurs. En effet, de nombreuses études ont démontré leur capacité à contrôler les populations de pucerons, l'un des ravageurs les plus nuisibles dans nos régions (Helenius, 1990 ; Winder et al., 2005 ; Birkhofer et al., 2008). Symondson et al. (2002) ont mis en évidence que dans environ 75% des études publiées, les prédateurs généralistes entraînent une réduction significative des populations de ravageurs. Les auxiliaires généralistes semblent donc être les plus intéressants pour réguler les populations de ravageurs.

Néanmoins, l'effet de l'abondance des auxiliaires biologiques sur le rendement est fortement discuté dans la littérature. Certaines études constatent un lien positif entre l'abondance d'auxiliaires et l'augmentation du rendement, d'autres démontrent l'effet inverse (Thies et Tschardtke, 1999 ; Thies et al., 2003 ; Zaller et al., 2008). Les auxiliaires biologiques fournissent par ailleurs beaucoup d'autres

services. Ils permettent la pollinisation des cultures, l'aération des sols, la décomposition de la matière organique, etc. De plus, face à l'accroissement de l'introduction d'organismes exotiques potentiellement invasifs, la régulation biologique se présente comme une solution pour gérer les populations d'organismes nuisibles et les maintenir sous un seuil tolérable (Borowiec et al., 2011).

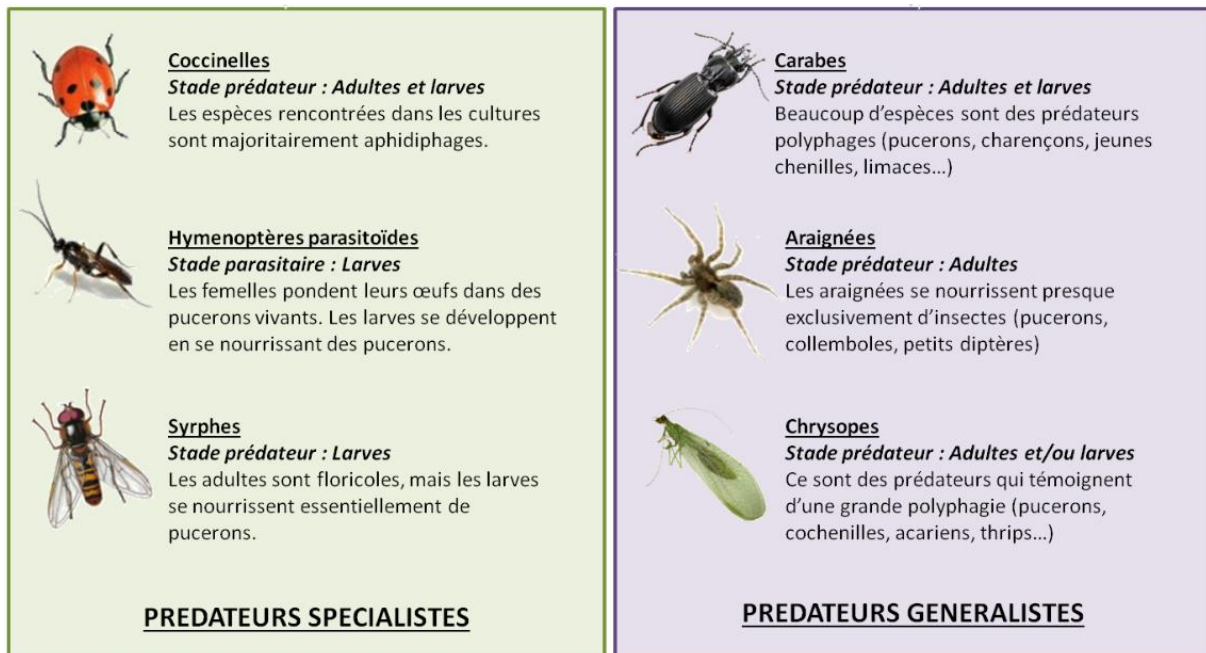


Figure 1: Quelques exemples d'auxiliaires spécialistes et généralistes (Bertrand., 2016).

1.2.1 Disponibilité des ressources au sein du paysage

Les auxiliaires biologiques peuvent être privilégiés en améliorant leurs habitats et leurs ressources alimentaires afin d'augmenter leur abondance. Rendre le paysage plus hétérogène pourrait être une solution à long terme pour favoriser leur présence (Créquy, 2021). Des études ont montré le rôle très important que joue la composition et la configuration du paysage. Une simplification de celui-ci diminue la diversité des ennemis naturels, ce qui affaiblit la capacité de lutte contre les ravageurs (Karp et al., 2018 ; Dainese et al., 2019 ; Haan et al., 2019). À l'échelle d'un champ, il a été démontré qu'une diversité de végétaux améliore le contrôle des ravageurs par la présence d'habitats variés, permettant ainsi la prolifération de leurs ennemis naturels (Chaplin-Kramer, 2011 ; Fahrig et al., 2011).

1.2.1.1 Habitats semi-naturels

La présence d'habitats semi-naturels en bordure de culture, tels que les haies, les lisières de forêt, les jachères et les prairies, augmente la diversité et l'abondance des auxiliaires biologiques en milieu agricole (Bianchi et al., 2006 ; Rusch et al., 2010 ; Chaplin-Kramer et al., 2011). En effet, les perturbations, comme les récoltes, impactent de manière importante et récurrente les habitats de nombreux auxiliaires biologiques. Or, la présence d'habitats semi-naturels permet d'atténuer cet impact (Thorbeck et Bilde, 2004).

Bien que les auxiliaires biologiques aient généralement une préférence pour les habitats ouverts comme les bandes herbeuses, en cas de perturbations, les haies et les fragments forestiers jouent tout de même un rôle important (Burel et al., 2000). Cela pourrait conduire à long terme à une meilleure régulation des ravageurs que dans un paysage agricole simple (Bianchi et al., 2006). La présence

d'habitats semi-naturels leur permet d'avoir des sources de nourriture, des zones d'hivernation et de refuges nécessaires à la dispersion et à la survie des espèces, et ce, tout au long de l'année (Landis et al., 2000 ; Tschardt et al., 2005 ; Aviron et al., 2005 ; Rusch et al., 2010 ; Martin et al., 2019). Les auxiliaires biologiques observés dans les champs agricoles peuvent avoir des schémas de colonisation cycliques, migrant régulièrement entre les cultures et les habitats semi-naturels voisins (Figure 2) (Wissinger, 1997 ; Rand et al., 2006). De plus, une configuration adéquate du paysage possède le potentiel d'atténuer les effets néfastes de l'agriculture intensive, sans nécessiter une conversion importante de terres agricoles en d'autres utilisations (Fahrig et al., 2011).

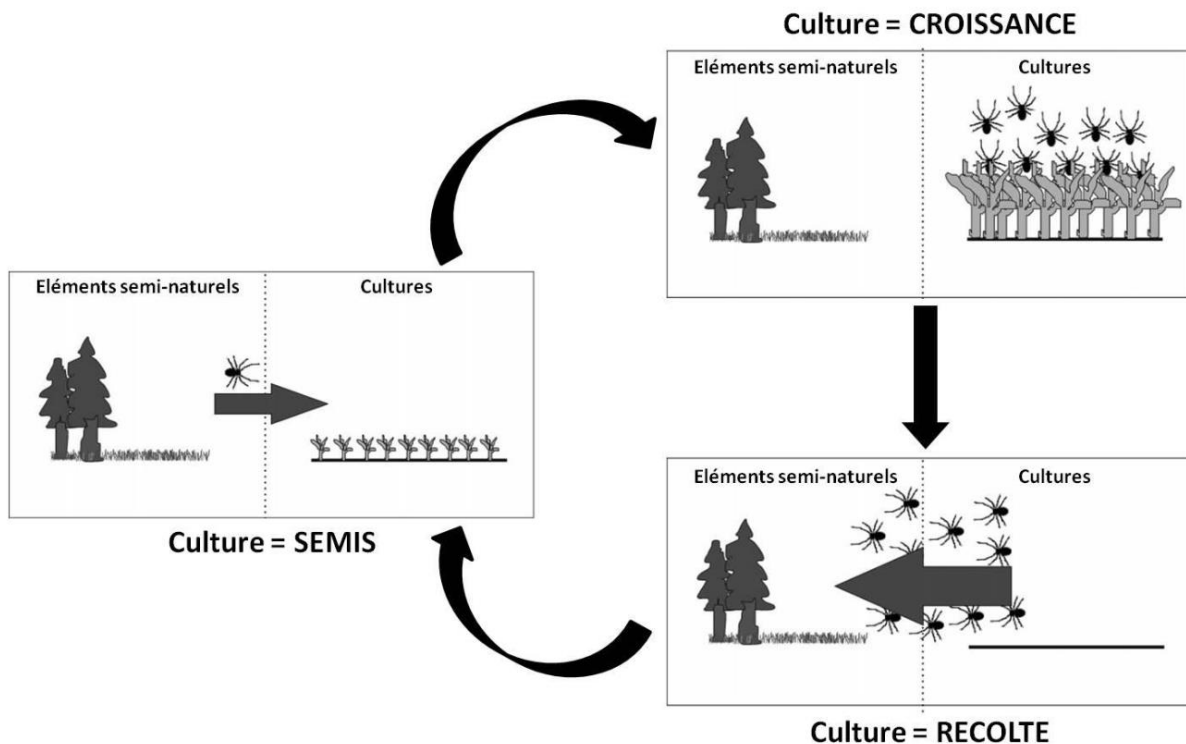


Figure 2: Mouvements de colonisation cycliques des auxiliaires biologiques entre les cultures et les habitats semi-naturels. Figure issue de Rand et al. (2006).

De nombreux ravageurs et la majorité de leurs prédateurs naturels ne sont pas exclusivement liés à un type d'habitat. Au contraire, ils peuvent exploiter différents types de cultures et divers habitats semi-naturels (Alignier et al., 2014 ; Marrec et al., 2017). De manière surprenante, certaines études ont conclu que la continuité des haies à l'échelle locale favorisait les ravageurs de culture sans pour autant stimuler la lutte biologique par les araignées terrestres, les carabes ou les parasitoïdes (Baudry et al., 2000 ; Burel et al., 2000 ; Marrec et al., 2017 ; Montgomery et al., 2020). Tortosa et al. (2023) ont démontré qu'une augmentation de la longueur des bordures entre les cultures accentue la quantité de limaces. Étant donné leur faible capacité de dispersion, ces gastéropodes peuvent s'appuyer davantage sur la connectivité des parcelles, pour développer leurs populations. D'autres études démontrent même une meilleure condition physique chez certains auxiliaires biologiques, tels que les araignées-loups prélevées dans des environnements homogènes par rapport à celles échantillonnées dans des environnements hétérogènes (Öberg, 2009).

Les études ne sont donc pas toutes unanimes quant aux effets des habitats semi-naturels sur l'efficacité de la lutte biologique. Pourtant, de nombreuses recherches amènent à la même conclusion, celle d'un effet positif de l'hétérogénéité du paysage (French et al., 2001). Par exemple, plus de la moitié des études recensées par Veres et al. (2013) indiquent un effet positif de la superficie des habitats semi-

naturels sur l'efficacité du contrôle biologique. Ou encore, Rusch et al. (2016) ont démontré que dans les paysages caractérisés par une faible diversité d'habitats semi-naturels, le contrôle biologique était diminué de 46% par rapport aux paysages hétérogènes.

Lorsque la présence d'habitats semi-naturels dans le paysage ne conduit pas à une réduction des populations de ravageurs, certaines hypothèses sont avancées par les auteurs. Si les populations de ravageurs sont favorisées au même titre que les prédateurs naturels, les effets sur les rendements ou les dommages causés aux cultures peuvent être neutres ou même négatifs. Une autre hypothèse est que la diversité d'habitats au sein d'un paysage agricole peut favoriser plus de ravageurs différents, ce qui pourrait impacter les choix alimentaires des auxiliaires et leur taux de prédation sur un ravageur spécifique (Schmidt et al., 2004 ; Thies et al., 2005).

1.2.1.2 Cultures plurispécifiques

La présence de cultures plurispécifiques joue également un rôle important dans l'hétérogénéité du paysage. Une mosaïque de cultures diversifiées augmente la biodiversité dans les paysages agricoles sans diminuer la surface cultivée (Sunderland et Samu, 2000 ; Sirami et al., 2019). Une biodiversité plus élevée est synonyme d'une plus grande quantité d'auxiliaires biologiques (Dainese et al., 2019). De plus, cette diversité de cultures, en combinaison avec des prairies permanentes, peut favoriser les pollinisateurs ainsi que certaines espèces d'oiseaux généralistes (Redlich et al., 2018 ; Aguilera et al., 2020 ; Raderschall et al., 2021).

La majorité des prédateurs naturels dépend de diverses ressources pour compléter leur cycle de vie. La présence d'habitats semi-naturels et de cultures récoltées à des moments différents fournit ces ressources tout au long de l'année (Schellhorn et al., 2015 ; Bertrand et al., 2016). La répartition spatiale et temporelle des ressources entraîne des déplacements d'espèces entre différents éléments du paysage. Ce phénomène est connu sous le nom de débordement. Ces déplacements permettent aux prédateurs naturels de trouver les ressources essentielles dont ils ont besoin et qui ne peuvent être substituées (Dunning et al., 1992 ; Blitzer et al., 2012 ; Duflot et al., 2017 ; Aviron et al., 2018).

En conclusion, l'abondance, la diversité spécifique et la diversité fonctionnelle des ravageurs de cultures, ainsi que leurs ennemis naturels, sont tous affectés par les caractéristiques du champ et du paysage, bien que pas nécessairement de la même manière (Jonsson et al., 2015 ; Larsen et Noack, 2020 ; Tougeron et al., 2022). Cela dit, dans la majorité des cas un paysage hétérogène expose moins les cultures aux épidémies de ravageurs, favorise une plus grande diversité d'arthropodes et augmente le potentiel d'auxiliaires biologiques résidents (Tscharncke et al., 2005 ; Gagic et al., 2012 ; Sirami et al., 2019).

1.3 Cas particuliers des carabes

Parmi les auxiliaires biologiques, une attention toute particulière sera portée sur la famille des carabidés. Les individus qui la composent sont relativement faciles à identifier et font partie des familles d'auxiliaires qui dominent les paysages belges. Les carabes jouent de nombreux rôles essentiels et bénéfiques pour l'agriculture (Thiele, 1977 ; Holland, 2002).

1.3.1 Caractéristiques des carabes

Les carabes sont des insectes appartenant à l'ordre des Coléoptères. Cette famille regroupe entre 40 000 et 60 000 espèces différentes sur terre (Lovei et Sunderland, 1996 ; Dufrêne et Desender, 2006).

En Belgique, on compte plus de 400 espèces dont 366 ont été répertoriées en Wallonie (Dufrêne et Desender, 2006). Les espèces les plus présentes dans les milieux cultivés sont *Pterostichus melanarius*, *Poecilus cupes*, *Anchomenus dorsalis*, *Metalina lampros* et *Trechus quadristriatus* (Kromp, 1999 ; Dajoz, 2002).

1.3.1.1 Habitats

Les carabes suscitent un intérêt pour de multiples raisons. Leur capacité de dispersion élevée et leur large répartition écologique les rendent présents dans pratiquement tous les types de biotopes terrestres, qu'il s'agisse de milieux naturels ou fortement modifiés par les activités humaines (Koivula, 2011 ; Cameron et Leather, 2012). Les espèces de carabes présentent de nombreuses caractéristiques différentes en fonction du type de milieu dans lequel elles résident. Par exemple, les habitats forestiers abritent généralement les espèces de plus grande taille, tandis que dans les milieux ouverts, en particulier les zones humides, ce sont les espèces de petite taille qui prédominent. Ces différents carabes ne partagent donc pas les mêmes exigences écologiques et n'utilisent ni l'espace, ni les ressources disponibles de la même manière (Dufrêne, 1992). Les carabes représentent donc d'excellents bio-indicateurs. Ils sont par exemple fort utilisés pour évaluer l'impact de l'urbanisation et de la perturbation du milieu (Koivula, 2011 ; Cameron et Leather, 2012 ; Magura et al., 2013).

1.3.1.2 Cycle de vie

Les carabes sont des insectes holométaboles, la différence morphologique entre la forme larvaire et la forme adulte est donc importante (Lovei et Sunderland, 1996). En règle générale, leur cycle de vie comprend trois stades larvaires, suivis d'un stade nymphal et d'un stade adulte. Certaines espèces ne présentent que deux stades larvaires, comme celles appartenant aux genres *Harpalus* et *Amara* (Crequy, 2022).

La plupart des espèces effectuent une pause hivernale appelée diapause, une période de repos pendant laquelle les larves et les adultes s'enfouissent profondément dans le sol. Dans les régions tempérées, l'activité des carabes se déroule donc généralement de mars à octobre et les différentes espèces émergent successivement selon leur période spécifique (Crequy, 2022).

Deux groupes de reproducteurs se distinguent au sein des carabidés. Les spécimens du premier groupe se reproduisent au printemps, les larves émergent pendant l'été et l'automne, puis passent l'hiver sous forme adulte. Le second groupe se reproduit en automne, passe l'hiver sous forme de larve et émerge au printemps (Lovei et Sunderland, 1996). Durant les stades larvaires, les carabes sont particulièrement exposés aux éléments abiotiques, au manque de nourriture et aux prédateurs, car ce sont des stades peu mobiles. Le labour est d'ailleurs une cause de perturbation importante de leur cycle de vie, surtout quand il est réalisé à ce stade (Nilsson et al., 1993 ; Kromp, 1999 ; Menalled et al., 2007 ; Shearin et al., 2007).

La durée de vie des carabes est d'un à deux ans dans la plupart des cas mais certaines espèces peuvent vivre jusqu'à quatre ans. Ces espèces sont généralement rencontrées dans des conditions climatiques difficiles (Dajoz 2002 ; Holland 2002).

1.3.1.3 Caractéristiques morphologiques

Bien que la famille des carabidés présente une grande diversité de critères morphologiques, six critères permettent de les caractériser de façon très globale. Ils possèdent des antennes filiformes composées de onze articles, des pièces buccales proéminentes, des pattes extérieures non natatoires, des tarsi composés de cinq articles, des hanches extérieures passant sur le premier segment abdominal et

débordant sur le deuxième et, pour finir, un trochanter des pattes supérieures très développé et situé sur le bord ventral du fémur. Ces traits morphologiques sont illustrés sur la figure 3 (Mounier, 2021).

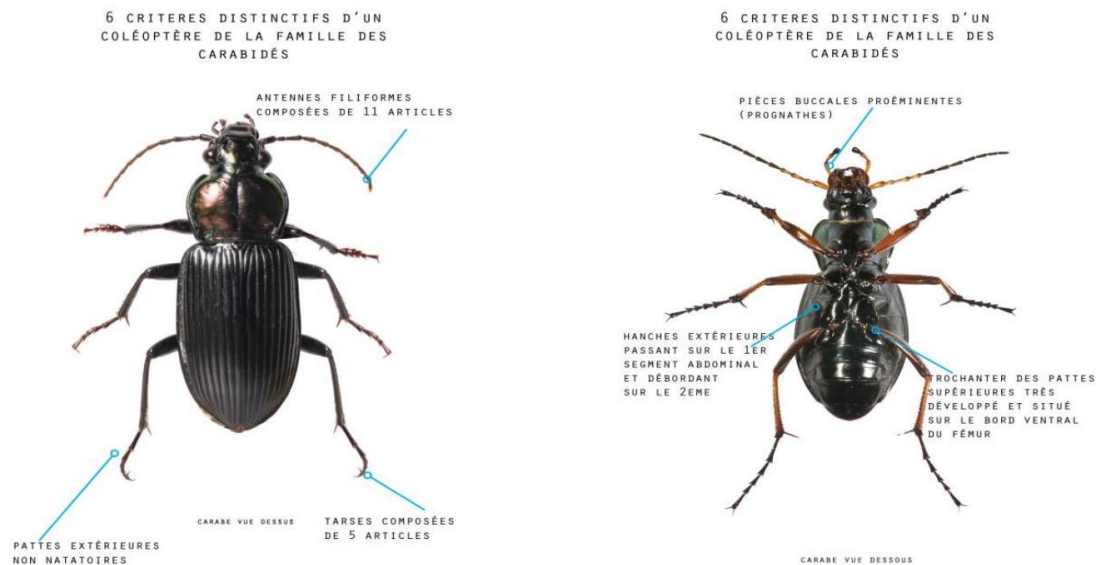


Figure 3: Principaux critères d'identification des carabes (Mounier, 2021).

Comme dit précédemment, les variations de traits morphologiques, physiologiques et comportementaux de cette famille s'expriment en fonction des caractéristiques de l'environnement. Sur le territoire belge, l'une des variations les plus spectaculaires réside au niveau de la taille des individus. En effet, les plus gros Carabidés (*Carabus*) sont près de 20 fois plus grands que les plus petits (*Anillus*, *Tachys*, *Dyschirius*) (Dufrêne, 1992).

Il est également important de mentionner que leur aptitude à coloniser de nouveaux habitats dépend de leur capacité à voler. Ainsi, les carabes peuvent être classés en quatre groupes distincts : les espèces brachyptères, macroptères, dimorphiques et polymorphiques. Les brachyptères possèdent des ailes réduites et une taille importante, les macroptères sont de plus petite taille et possèdent des ailes développées et enfin les espèces dimorphiques et polymorphiques possèdent un système alaire différent en fonction du milieu dans lequel elles sont rencontrées (Dajoz, 2002 ; Holland, 2002 ; Dufrêne et Desender, 2006).

En Belgique, Dufrêne (1992) a évalué la répartition des carabes dans les différents groupes. Ils étaient répartis de la manière suivante : 12% des espèces étaient brachyptères, 14% étaient polymorphiques et dimorphiques et 74% des espèces étaient macroptères. Les macroptères sont donc largement dominants dans nos régions.

1.3.1.4 Comportement

1.3.1.4.1 Alimentation

Les carabes ont des régimes alimentaires diversifiés qui varient selon les espèces. Ce sont des prédateurs polyphages pour la plupart mais certaines espèces ont tout de même un régime alimentaire dit « spécialiste » (Lovei et Sunderland, 1996 ; Kromp, 1999 ; Dajoz, 2002 ; Holland, 2002 ; Kotze et al., 2011).

Pterostichus melanarius serait par exemple une espèce très généraliste qui se nourrit de limaces, de coléoptères, de pucerons, de lépidoptères mais aussi de mouches. *Pterostichus madidus* peut

également être considéré comme généraliste car il est capable de consommer des mollusques, des chilopodes, des araignées, des acariens, des collemboles, des pucerons, des chenilles ou des diptères. Les larves, quant à elles, sont dans 90% des cas carnivores et présentent des régimes alimentaires plus stricts que les adultes (Dajoz, 2002). Le statut de prédateurs et granivores de certaines espèces en fait d'excellents alliés pour la gestion des adventices et ravageurs de culture (Van Alebeek et al., 2006).

De nombreuses études montrent que beaucoup d'espèces de carabes se nourrissent de pucerons (Östman, 2004 ; Schmidt et al., 2004 ; Von Berg et al., 2009). Une étude en particulier a confirmé l'existence d'une relation de prédation entre les carabes et les pucerons. Celle-ci a été réalisée en combinant l'analyse du contenu stomacal et l'autocorrélation spatiale entre l'activité-densité des carabes et la densité de pucerons sur le blé (Winder et al., 2005). Les coléoptères carabiques consomment principalement les individus qui tombent du feuillage sous l'effet de la pluie, du vent ou suite à leur mort. Cette prédation réduit de manière significative le nombre de pucerons capables de remonter et de réinfester les plantes (Winder, 1990). Des études vidéo ont également révélé que certaines espèces de carabes, telles que *Poecilus cupreus*, escaladent les tiges de blé afin de faire chuter les pucerons et de les consommer une fois au sol (Luebke Al Hussein et Triltsch, 1994). Améliorer l'abondance des carabes permettrait donc de réduire les pertes de rendements liées aux pucerons (Edwards et al., 1979 ; Chiverton, 1986).

Les espèces granivores, quant à elles, évitent une dominance des populations d'adventices en régulant la banque de graines (Carbonne et al., 2020 ; Foffova et al., 2020). Bohan et al. (2011) ont relevé une consommation par les carabes de près de 50% des graines tombées au sol.

1.3.1.4.2 Dispersion

La capacité de voler est le facteur le plus déterminant pour la dispersion (Dajoz, 2002 ; Holland, 2002). Un autre facteur qui influence celle-ci est la taille des individus. Ce trait morphologique conditionne les capacités de déplacement au sol, les grandes espèces pouvant se déplacer sur une plus grande distance. Par exemple, les brachyptères, étant dépourvus d'ailes, sont généralement de grande taille. Effectivement, leur pouvoir de dispersion dépend uniquement de leur capacité à marcher (Dufrêne, 1992).

1.3.2 Comment favoriser leur présence

Pour un contrôle efficace des ravageurs, augmenter la diversité spécifique des carabes prédateurs polyphages au sein des agroécosystèmes semble être une bonne piste de solution (Östman et al., 2001). La présence des coléoptères carabiques peut être favorisée par divers moyens.

1.3.2.1 Les pratiques agricoles

Les pratiques agricoles, comme le travail de la terre, jouent un rôle important (Holland et Luff, 2000 ; Östman et al., 2001 ; Menalled et al., 2007). Le labour, par exemple, a un effet variable selon les espèces. Il peut être néfaste pour certaines, telles que *Ophonus signaticornis*, mais il peut, en revanche être bénéfique pour d'autres, dont *Calosoma maderae* (Dajoz, 2002). La date de réalisation du labour est également importante. Cette dernière doit être déterminée en tenant compte des types de reproducteurs présents sur la parcelle, afin de minimiser les dégâts causés à ces populations (Shearin et al., 2007). Le désherbage mécanique a également été pointé du doigt par Mesmin et al. (2020). Ils stipulent que cette pratique a un effet négatif sur l'activité-densité des carabes en culture de brocolis. Sereda et al. (2015) démontrent que l'ajout de résidus de culture augmente l'activité-densité des carabes en favorisant les chaînes trophiques impliquées dans la décomposition de la matière

organique. En bref, afin de favoriser la présence d'espèces de carabes sur une parcelle agricole, il est nécessaire de les identifier en premier lieu, ce qui permettrait ensuite la mise en œuvre de pratiques agricoles appropriées.

1.3.2.2 Les infrastructures agroécologiques (IAE)

Les IAE sont des habitats d'un agroécosystème où se développe une végétation spontanée, composée principalement d'espèces bisannuelles, pluriannuelles ou pérennes, ou encore d'un couvert semé, appelé "de service" qui n'est pas récolté intentionnellement (Sarhou, 2016). Leur présence est une manière de favoriser non seulement la biodiversité, mais aussi les carabes (Nash et al., 2008 ; Mansion-Vaquie et al., 2017). Les IAE abritent une plus grande diversité d'espèces de carabidés que les parcelles agricoles se situant à proximité, car elles offrent une diversité de ressources et d'habitats qui favorise leur présence (Landis et al., 2000). Plusieurs études ont relevé que la diversité des carabes décroissait plus on s'éloignait de l'IAE et particulièrement au printemps (Holland et al., 2009 ; Créquy, 2022). La présence d'IAE permet également aux carabes de s'y réfugier lors de la récolte ou lors d'une quelconque perturbation des cultures. La disponibilité de zones exemptes de perturbations leur permet de recoloniser plus rapidement les cultures (Nash et al., 2008).

1.4 L'influence des infrastructures agroécologiques sur les carabes

Comme mentionné précédemment, les IAE fournissent une diversité de ressources et d'habitats qui encouragent la présence des carabes. L'efficacité de ces infrastructures est influencée par plusieurs facteurs. Nous examinerons ci-dessous les caractéristiques intrinsèques des IAE ainsi que leur contexte paysager.

1.4.1 Caractéristiques des infrastructures agroécologiques

1.4.1.1 Le type d'infrastructures agroécologiques

Les IAE peuvent se présenter sous diverses formes, telles que des formations arborées, des surfaces herbacées, des zones humides, etc. (Termeau, 2023). La diversité et l'activité-densité des carabidés semblent dépendre du type d'IAE. Par exemple, les infrastructures offrant une ambiance forestière, de par la présence d'arbres ou d'arbustes, peuvent favoriser des carabes de plus grande taille (Coulon, 2023). Les bandes enherbées présentant des espèces herbacées à fleurs et graines plus nombreuses et diversifiées rendent le milieu plus attractif pour les carabes (Rouabah, 2015). Le type d'infrastructures affecterait leur présence en modifiant la richesse en espèces végétales, la structure de la végétation et le microclimat (Landis et al., 2010).

1.4.1.2 La largeur des infrastructures agroécologiques

La largeur des IAE peut altérer leur efficacité pour diverses raisons. Pour rappel, l'usage de produits phytosanitaires dans les parcelles adjacentes est un facteur important à prendre en considération (Holland et Luff, 2000 ; Purvis et Fadl, 2002). La grande majorité des familles d'insecticides utilisées sont toxiques pour les carabes (Van Toor, 2006). Les insecticides peuvent être délétères de manière directe ou indirecte via la consommation de proies contaminées (Kunkel et al., 2001 ; Douglas et al., 2015). Même à des doses sublétales, les insecticides altèrent l'activité motrice des carabes et entravent leur capacité à se nourrir. Ainsi, l'usage de produits phytosanitaires diminue leur potentiel de régulation (Kunkel et al., 2001 ; Prasifka et al., 2008 ; Tooming, 2017). D'autre part, l'usage de produits phytosanitaires réduit la quantité de nourriture disponible pour les coléoptères carabiques, ce qui

limite le développement de leurs populations (Brust, 1990). Les IAE permettent de fournir des habitats qui ne subissent pas l'application directe de produits phytosanitaires. Ces habitats sont tout de même exposés en partie aux produits pulvérisés par le phénomène de dérive mais sont en théorie moins impactés. Plus les infrastructures mises en place sont larges, plus elles créent des zones peu ou pas affectées par les produits pulvérisés, ce qui favoriserait la survie et la reproduction des auxiliaires biologiques (Hassan, 2012 ; Créquy, 2022). De plus, les bandes enherbées de moins de 50 cm sont principalement composées de plantes annuelles ou d'adventices des cultures adjacentes. Celles de plus de trois mètres de largeur présentent une plus grande diversité d'espèces floristiques (Coulon, 2023). Une diversité floristique plus importante augmente les ressources alimentaires disponibles pour les carabes, ce qui pourrait favoriser leur présence.

1.4.1.3 La structure de la végétation herbacée au sein des infrastructures agroécologiques

La structure de la végétation herbacée influence les populations de carabes de plusieurs manières. D'une part, une structure végétale complexe favorise l'hibernation des carabes dans les bandes enherbées en modifiant les conditions thermiques et hydriques (Geiger et al., 2009 ; Holland et al., 2009). D'autre part, la hauteur herbacée modifie les conditions microclimatiques en agissant non seulement sur l'humidité au sol, mais aussi sur la température (Saussure, 2010). Phillips et Cobb (2005) ont même démontré que cette hauteur avait un impact sur la température du sol à 1 cm de profondeur. Ces conditions impactent la présence, l'abondance et l'activité des carabes dans un environnement donné (Lovei et Sunderland, 1996). L'effet des conditions microclimatiques varie selon l'espèce étudiée. Certaines espèces, telles que *Nebria brevicollis*, sont plus efficaces pour réguler les populations de limaces à une température de 8°C. Tandis que d'autres, comme *Pseudophonus rufipes*, sont plus efficaces avec des températures allant jusqu'à 20°C (Ayre, 2001). Ainsi, la composition en espèces au sein des IAE semble dépendre de la hauteur de la végétation herbacée.

1.4.2 Contexte paysager autour des infrastructures agroécologiques

L'effet des IAE sur les carabes dépend également du paysage environnant. Plusieurs études ont démontré que le degré de complexité du paysage influence l'efficacité des IAE (Carcamo et Spence, 1994 ; Holland et Luff, 2000). Par exemple, Créquy (2022) souligne que dans les paysages très simplifiés, le nombre d'espèces de prédateurs généralistes est si faible que la mise en place d'IAE a peu d'incidence. La composition et la configuration du paysage sont des variables environnementales qui affectent directement la structure et la composition des communautés de carabes (Maisonhaute, 2010 ; Bertrand et al., 2016). Ces variables sont souvent regroupées sous le terme d'hétérogénéité du paysage.

1.4.2.1 Le concept d'hétérogénéité du paysage

L'hétérogénéité d'un paysage peut être considérée dans l'espace et dans le temps. L'hétérogénéité spatiale peut être décrite selon deux composantes, l'hétérogénéité de composition et de configuration (Figure 4). La proportion d'habitats semi-naturels et la présence d'occupations du sol diversifiées, sont utilisées en tant que mesure de la diversité de la composition du paysage. L'hétérogénéité de configuration fait, quant à elle, référence à la complexité de l'arrangement spatial des types d'occupation du sol (Fahrig et al., 2011). La connectivité au sein des bordures est, par exemple, utilisée comme indicateur de cette hétérogénéité (Redlich et al., 2018 ; Martin et al., 2019 ; Boetzel et al., 2020).

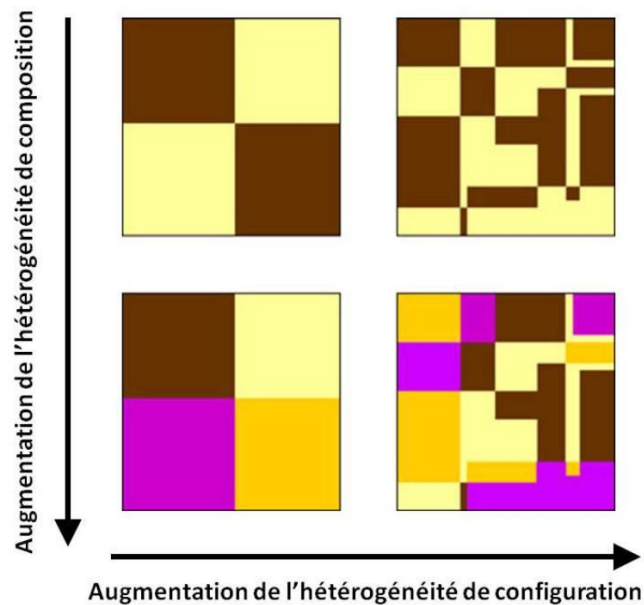


Figure 4: Illustration des deux axes majeurs de l'hétérogénéité spatiale : l'hétérogénéité de composition et de configuration. Chaque grand carré symbolise un paysage, tandis que les couleurs indiquent les différents types d'occupation du sol (Fahrig et al., 2011).

L'hétérogénéité temporelle fait référence à la dynamique des paysages suite à des perturbations d'origine anthropique ou autre (Burel et Baudry, 1999). La dimension temporelle est trop souvent négligée dans la littérature alors qu'elle joue un rôle clé dans la dynamique et la persistance des populations d'auxiliaires (Forman, 1995).

1.4.2.2 Influence de l'hétérogénéité spatiale sur les carabes

Un paysage plus hétérogène dans sa composition et sa configuration pourrait accroître les populations de carabes (Thies et al., 2008 ; Knapp et Řezáč, 2015 ; Neumann et al., 2016). Ce type de paysage favorise les habitats de bordure de culture qui sont bénéfiques à certaines de ces populations (Östman et al., 2001).

Des études récentes ont démontré que la présence de cultures diversifiées et la connectivité aux habitats semi-naturels augmentent l'abondance et la diversité des populations de carabes (Aviron et al., 2018 ; Carbonne et al., 2022). La simplification des paysages par l'augmentation de la taille des champs pourrait donc avoir des conséquences néfastes sur leur population. Premièrement, en raison de la perte des habitats de bordure de culture. Deuxièmement, en raison de la perte de connectivité entre les habitats semi-naturels (Aviron et al., 2018 ; Sirami et coll., 2019 ; Boetzl et al., 2020). Il semblerait dès lors que l'hétérogénéité du paysage joue un rôle essentiel dans l'abondance et la diversité des carabes. C'est pourquoi il faudrait prioriser les parcelles agricoles de petite taille, les cultures diversifiées et la présence d'habitats semi-naturels connectés.

1.4.2.3 Influence de l'hétérogénéité temporelle sur les carabes

Les coléoptères carabiques sont aussi influencés par l'historique d'un paysage. Par exemple, les facteurs de connectivité du réseau de haies en 1958 justifiaient mieux la distribution d'une espèce de carabe forestier (*Abax parallelepipedus*) que les mesures de connectivité des haies au moment de l'échantillonnage des insectes (Petit et Burel, 1998).

Les modifications du paysage sur un laps de temps bien plus court influencent également les populations de carabes. La rotation de cultures constitue une source importante de changements

structurels dans les agroécosystèmes. Ceci entraîne, au fil du temps, une évolution continue de la composition et de la configuration du paysage (Marrec et al., 2017). Les programmes de rotation de cultures à l'échelle du paysage peuvent également affecter les communautés d'arthropodes en raison des changements dans la répartition spatiale des ressources (Tscharrntke et al., 2012 ; Rusch et al., 2013 ; Vasseur, 2013 ; Marrec et al., 2017).

Cependant, les conséquences de l'hétérogénéité temporelle interannuelle des surfaces cultivées demeurent encore largement méconnues à ce jour. Peu d'études examinent de manière exhaustive la dynamique de l'ensemble de la mosaïque des cultures (Metzger, 2008 ; Bertrand et al., 2016).

1.5 Objectifs

Cette étude tente d'évaluer les caractéristiques des IAE propices à la présence et à l'émergence printanière des carabes, en vue d'une recolonisation des parcelles de cultures en Wallonie. Plusieurs types d'IAE ont été étudiés, ainsi que l'influence de leur largeur et de leur hauteur de végétation herbacée. L'impact du contexte paysager sur l'efficacité de ces infrastructures sera également examiné. Pour ce faire, quatre hypothèses ont été posées :

1^{ère} hypothèse : L'activité-densité et la diversité des carabes dans les IAE augmentent avec la hauteur herbacée présente au sein de celles-ci.

2^{ème} hypothèse : La largeur des IAE accentue, en leur sein, l'activité-densité et la diversité des carabes.

3^{ème} hypothèse : Le type d'IAE influence l'activité-densité et la diversité des carabes présents ou émergents dans celles-ci.

4^{ème} hypothèse : Un contexte paysager hétérogène favorise l'abondance des carabes et intensifie leur diversité au sein des IAE.

2 Matériel et méthodes

2.1 Zone d'étude

La zone d'étude est située en Région wallonne, à quelques kilomètres au Nord de la province de Namur et à l'ouest de la province de Liège. Elle présente un gradient d'hétérogénéité assez marqué allant du Nord vers le Sud. La partie Nord de la zone est composée d'un paysage assez simplifié, largement dominé par l'agriculture. En revanche, la partie Sud présente un paysage plus hétérogène avec des alternances de taches agricoles et forestières. Cette étude fait partie d'un projet de recherche qui s'intéresse à la dynamique spatio-temporelle des carabes dans les cultures. Ce projet est mené par l'axe « biodiversité, écosystèmes et paysage » de Gembloux AgroBioTech et est réalisé sur 20 parcelles. Dans le cadre de ce TFE, l'entièreté des parcelles n'était pas disponible pour des raisons d'accessibilités. Treize parcelles ont été sélectionnées et les IAE situées en bordure de ces parcelles ont été étudiées (Figure 5). Les 13 IAE ont été choisies en fonction de leur type, mais aussi de l'hétérogénéité de leur paysage environnant. Ceci afin d'avoir un gradient d'hétérogénéité le long de ces différentes infrastructures. L'ensemble des infrastructures étudiées sont situées en bordure de cultures de céréales d'hiver et gérées de manière conventionnelle.



Figure 5: Carte des différentes infrastructures agroécologiques étudiées et de leur répartition géographique.

2.2 Caractérisation des infrastructures agroécologiques

Les IAE ont été classées selon différents facteurs. Premièrement, le type d'infrastructures. Trois modalités ont été étudiées : les bandes enherbées pérennes (P), les bandes enherbées non pérennes (NP) et les bandes enherbées avec une strate arbustive (SA). Les bandes enherbées pérennes et celles avec une strate arbustive sont en place depuis plus de deux ans, tandis que les non pérennes le sont depuis moins longtemps. De plus, les bandes enherbées avec une strate arbustive se distinguent par la présence de végétation ligneuse.

Deuxièmement, la hauteur herbacée au sein des IAE a été étudiée. Trois catégories de hauteur ont été définies au préalable : inférieure à 0.3 m, entre 0.3 et 0.6 m et supérieure à 0.6 m. La hauteur herbacée a été mesurée à l'aide d'un mètre ruban en prenant la hauteur moyenne des bandes enherbées.

Troisièmement, la largeur des IAE a également été examinée. Pour ce faire, la largeur moyenne des bandes enherbées a été mesurée à l'aide d'un mètre ruban. Ce facteur a été relevé de manière continue, sans définir de classes de largeur.

Quatrièmement, le contexte paysager des IAE a été analysé sur base cartographique. Deux composantes principales de ce contexte ont été sélectionnées : l'hétérogénéité du paysage et la proportion de certains types d'occupation du sol. Pour ces deux composantes, les classes d'occupation des sols reprises sur la carte « écotopes 2022 », disponible sur Lifewatch, ont été utilisées. Ensuite, l'historique des IAE a été pris en compte afin de discuter les résultats. Pour ce faire, les cartes « parcellaires agricoles » de 2014 à 2023 présentes sur Wallonmap ont été explorées.

2.3 Piégeage

2.3.1 Types de piège

2.3.1.1 Pièges Barber

Les carabidés sont piégés à l'aide de pièges Barber, appelés également pièges à fosse ou « pitfall trap » en anglais (Figure 6 et 7). Ce piège est le plus utilisé pour inventorier les carabes d'un site (Dufrêne, 1992).

Il s'agit de deux pots en plastique imbriqués l'un dans l'autre, enterrés au ras du sol de sorte que leurs bords n'entravent pas la capture des individus en mouvement. Le pot extérieur comporte un orifice de 1 cm de diamètre à sa base pour permettre le drainage de l'eau. Quant au pot intérieur, il est rempli de 150 ml de vinaigre agrémenté de quelques gouttes de savon de manière à réduire la tension superficielle à la surface du liquide. Ceci afin d'éviter que les insectes capturés ne s'échappent (Topping et Luff, 1995). Sur chaque piège, un entonnoir est posé pour limiter le passage des micro-vertébrés tels que les grenouilles, les musaraignes, etc. Les entonnoirs utilisés possèdent un orifice avec un diamètre de 3 cm pour permettre aux plus gros carabes de passer. Un couvercle en plastique est positionné à l'aide d'une tige en bois, à une hauteur de 10 cm au-dessus du piège, dans le but de réduire l'entrée d'eau lors de précipitations.

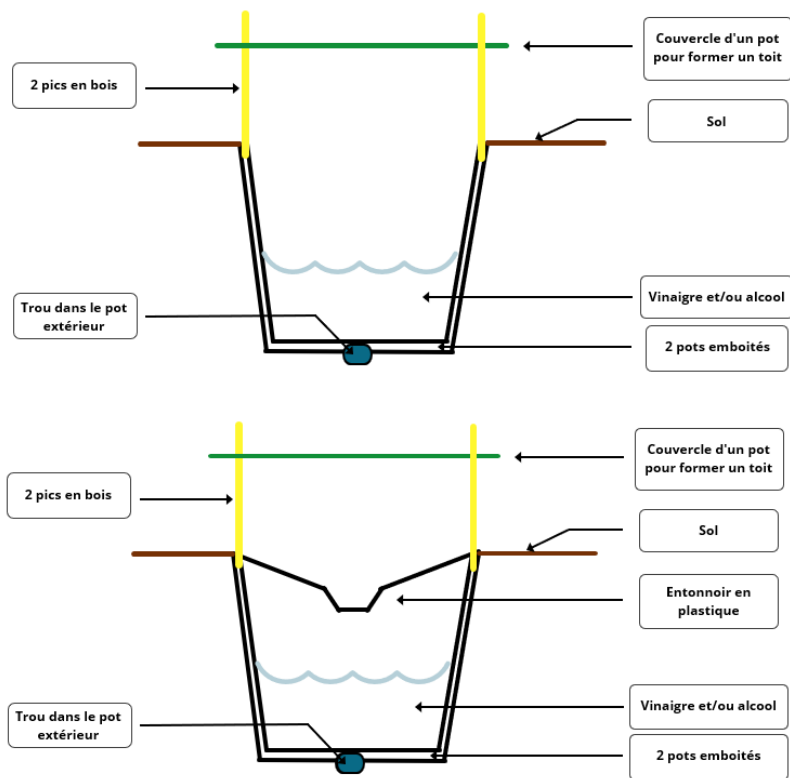


Figure 6: Schéma des pièges Barber utilisés lors de l'expérimentation.



Figure 7: Piège Barber au sein d'une infrastructure agroécologique.

2.3.1.2 Pièges à émergence

En complément des pièges à fosse, des pièges à émergence ont été installés au sein des IAE. Ce dispositif prend la forme d'une tente qui scelle hermétiquement une surface de sol prédéfinie de 60 cm² (Figure 8). Deux pièges Barber y sont disposés dans le but de recueillir les insectes qui émergent dans cette zone. L'un est positionné dans le sol pour capturer les insectes qui se déplacent en marchant

et l'autre est disposé dans le toit de la tente afin de capturer les insectes volants. L'utilisation de ce type de piège permet d'estimer la proportion de carabes qui émerge directement au sein des IAE et de déterminer les caractéristiques des IAE qui favorisent leur émergence.



Figure 8: Piège à émergence situé au sein d'une infrastructure agroécologique.

2.3.2 Répartition des pièges

Pour chaque type d'IAE, trois répétitions minimums ont été réalisées. Cinq répétitions pour les bandes enherbées avec une strate arbustive, cinq répétitions pour les bandes pérennes et seulement trois pour les bandes non pérennes. Ce choix a été contraint par le manque d'IAE disponibles lors de l'étude. Pour chaque IAE sélectionnée, quatre pièges Barber et quatre pièges à émergence ont été installés. Ceux-ci sont laissés sur le site pendant une semaine, ensuite ils sont récoltés et remplacés par de nouveaux pièges. Cela sur une période de trois semaines, du 1^{er} au 26 avril 2024. Les pièges ont été placés au sein des différentes IAE, à une distance de cinq mètres de la parcelle agricole adjacente. Ceux situés au sein d'une même bordure sont espacés entre eux d'une distance d'environ 20 mètres, pour éviter toute influence sur les pièges alentour (Figure 9).



Figure 9: Positionnement des pièges à émergence situés au sein d'une infrastructure agroécologique.

2.4 Traitement des données

Les pièges ont ensuite été récoltés et leur contenu analysé afin de déterminer les différents insectes capturés. Une attention toute particulière a été portée sur la famille des carabidés. L'identification jusqu'à l'espèce, à l'aide d'une loupe binoculaire et de la clé de Roger et al. (2013), a permis d'estimer l'activité-densité et la diversité des carabes au sein des différentes IAE. Le terme d'activité-densité est employé dans le cas des pièges Barber car le nombre d'individus capturés par piège dépend de leur abondance, mais aussi de leur intensité de mouvement (Greenslade, 1964 ; Jansen et Metz, 1979 ; Villeneuve, 2015). Suite à cela, des indices de diversité α et β ont été calculés et certaines méthodes d'analyses multivariées ont été appliquées. Enfin, une analyse cartographique du contexte paysager a été réalisée en vue de déterminer si l'hétérogénéité du paysage environnant, la proportion de certaines occupations du sol ou l'historique des IAE, influencent la présence et l'émergence des carabes.

2.4.1 Diversité alpha

Abondance

Pour les pièges Barber, l'abondance a été estimée à l'aide de l'activité-densité. Cette dernière a été évaluée par le comptage des carabes capturés dans ces pièges, toutes espèces confondues. Quant aux pièges à émergence, il est supposé que tous les carabes émergents sont capturés. Le comptage des carabes correspond donc directement à leur abondance.

Richesse spécifique

La richesse spécifique est le nombre total d'espèces distinctes relevées.

Indice de Simpson

L'indice de Simpson (D) mesure la probabilité que deux individus pris au hasard dans un échantillon appartiennent à la même espèce. La formule pour le calculer est la suivante :

$$D = \sum \frac{n_i \times (n_i - 1)}{N \times (N - 1)}$$

Où « n_i » = nombre d'individus d'une espèce i dans une station et « N » = nombre total d'individus de cette station. L'indice de Simpson (D) varie entre 0 et 1. Il se rapproche de 0 lorsqu'il y a une diversité très élevée et il est égal à 1 lorsqu'il n'y a qu'une seule espèce. Habituellement, cet indice est représenté sous la forme d'un indice d'hétérogénéité via la formule 1-D, qui correspond au « complément de l'indice de Simpson » (Dufrêne, 1992). Cet indice a été calculé à l'aide de la fonction « diversity » du package « vegan » sur RStudio.

Indice de Shannon-Wiener

L'indice de Shannon-Wiener (H) permet d'évaluer la distribution des abondances relatives des différentes espèces présentes dans une station.

$$H = - \sum \frac{n_i}{N} \times \ln \frac{n_i}{N}$$

Où « n_i » = nombre d'individus d'une espèce i dans une station et « N » = nombre total d'individus de cette station. Cet indice est obtenu à l'aide de la fonction « diversity » du package « vegan » sur RStudio. Il varie entre 0 et le logarithme du nombre d'espèces présentes dans la station. La valeur 0 est atteinte lorsqu'il n'y a qu'une seule espèce présente sur la station et la valeur est égale au logarithme du nombre d'espèces présentes sur la station lorsque toutes les espèces ont la même abondance.

2.4.2 Diversité bêta

La comparaison des diversités relatives ne prend pas en compte l'identité des espèces. Deux peuplements ayant la même valeur de diversité α peuvent être constitués de deux ensembles spécifiques totalement différents. Les différences spécifiques entre deux stations correspondent à la diversité bêta.

Matrice de distance de Bray-Curtis

Une matrice de distance a été réalisée dans le but de comparer les différentes stations entre elles. La méthode employée est celle de Bray-Curtis (D_{14}), la formule est la suivante :

$$D_{14} = 1 - \frac{2 \times \sum \min(a_i, b_i)}{\sum a_i + \sum b_i}$$

Où « a_i » = nombre d'individus d'une espèce i dans la station a et « b_i » = le nombre d'individus d'une espèce i dans la station b . Cette matrice a été calculée à l'aide de la fonction « `vegdist` » du package « `vegan` » sur RStudio. La valeur obtenue lors de la comparaison entre deux stations est comprise entre 0 et 1. La valeur 0 est obtenue lorsque les deux stations sont parfaitement identiques, tant au niveau des espèces, qu'au niveau du nombre d'individus par espèce. La valeur de 1, quant à elle, est obtenue lorsque les deux stations n'ont aucune espèce en commun.

Indice de Sorensen

L'indice de similarité de Sorensen a également été calculé afin d'évaluer la similarité entre les différentes stations. La formule utilisée est la suivante :

$$S\text{\o}rensen = \frac{2C}{A+B}$$

Où « A » = nombre d'espèces présentes dans la première station, « B » = nombre d'espèces présentes dans la seconde station et « C » = nombre d'espèces communes aux deux stations. L'indice de Sorensen a été calculé à l'aide de la fonction « `vegdist` » du package « `vegan` ». La valeur de cet indice varie entre 0 et 1. La valeur 0 est obtenue lorsqu'aucune espèce n'est commune aux deux stations étudiées et la valeur de 1 est atteinte lorsque toutes les espèces présentes dans la première station sont aussi présentes dans la seconde.

Méthode de groupement

Les méthodes de groupement cherchent à rassembler les observations les plus similaires en matière de composition en espèces, afin de regrouper les stations les plus homogènes en se basant sur une matrice de distance calculée au préalable. La classification ainsi obtenue est présentée sous forme de dendrogramme. Pour cela, l'indice de distance de Bray-Curtis (D_{14}) et la méthode de Ward ont été utilisés.

Analyse en coordonnées principales

L'analyse en coordonnées principales (PCoA) est une méthode d'ordination qui positionne les objets étudiés sur deux axes principaux perpendiculaires. Cette technique place les objets les plus similaires les uns proches des autres, tandis que les objets les plus différents sont éloignés. Pour cela, elle s'appuie sur une matrice de distance. Dans ce cas-ci, la matrice de distance employée est celle de Bray-Curtis calculée précédemment. Pour réaliser cette ordination, la fonction « `cmdscale` » du package « `vegan` » a été utilisée sur RStudio.

Espèces indicatrices

Les espèces indicatrices sont des espèces liées à certaines stations. Leur présence permet de déterminer le type de milieu. Concrètement, ces espèces, pour une station ou groupe de stations, sont des espèces spécifiques. Ce qui veut dire qu'elles sont dominantes au sein du groupe. Elles sont aussi fidèles, donc présentes dans toutes les stations du groupe. L'indice de valeur indicatrice (IndVal) a été calculé sur RStudio à l'aide de la fonction « `Indval` » du package « `labdsv` ». La valeur obtenue varie entre 0 et 1. Plus cette valeur est élevée, plus l'espèce est indicatrice de la station ou du groupe de stations.

2.4.3 Contexte paysager

Afin de vérifier si le contexte paysager influence la présence de carabes au sein des IAE, un cercle de 1 km de rayon a été tracé sur Qgis autour des IAE d'intérêt (Figure 10).

Carte de l'hétérogénéité du paysage, dans un rayon d'1 km, autour des différentes infrastructures agroécologiques

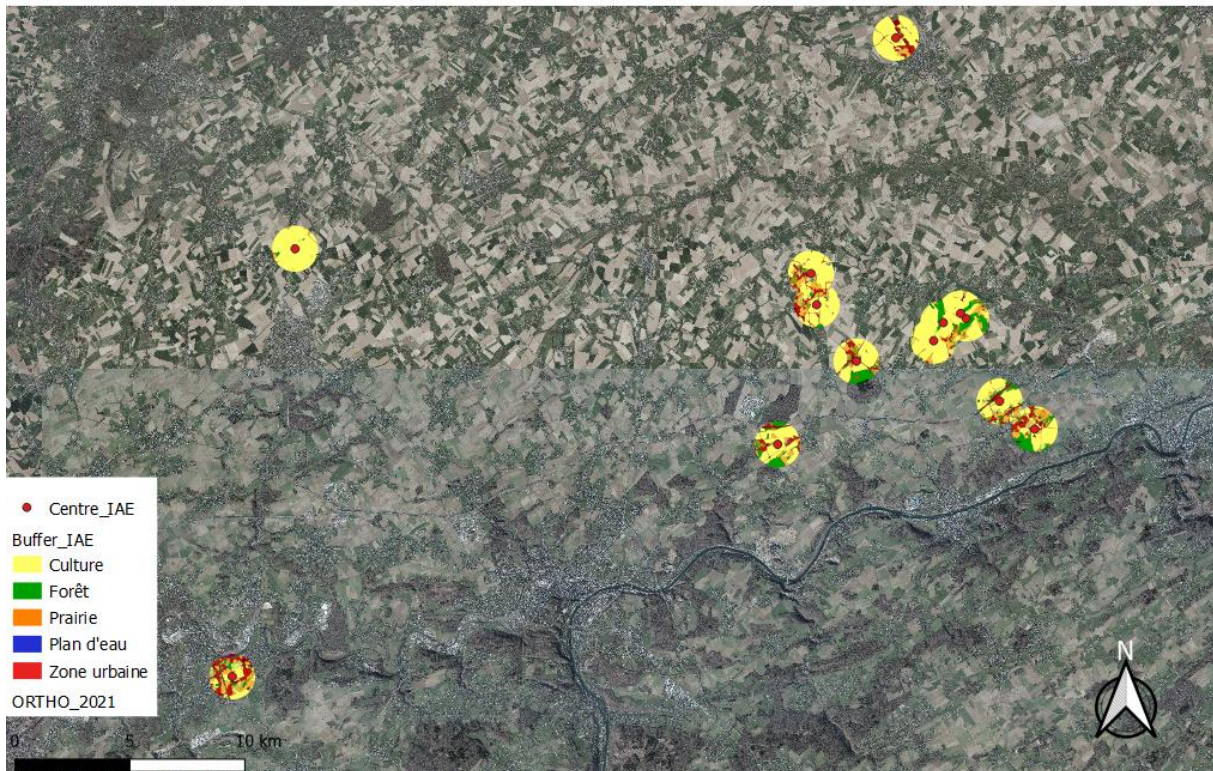


Figure 10: Carte de l'hétérogénéité du paysage dans un rayon de 1 km autour des 13 infrastructures agroécologiques.

Premièrement, l'hétérogénéité du paysage au sein de ces cercles a été estimée avec l'indice de Shannon et l'indice de Simpson, en utilisant les classes d'occupation des sols reprises sur la carte « écotopes 2022 », disponible sur Lifewatch. Les différentes occupations du sol ont été synthétisées selon cinq types : culture, urbain, forêt, eau et prairie. Les indices de Shannon et Simpson ont été calculés à l'aide des formules suivantes :

Indice de Shannon

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$$

Où « S » = nombre de types d'occupation du sol différents et « p_i » = proportion de la surface occupée par le type d'occupation du sol i . Cet indice varie entre 0 et $\ln(S)$. La valeur minimale est atteinte lorsqu'un seul type d'occupation du sol est présent au sein du paysage. La valeur maximale, quant à elle, est atteinte lorsque tous les types d'occupation du sol sont présents en proportion égale.

Indice de Simpson

$$D = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Où « S » = nombre de types d'occupation du sol différents et « p_i » = proportion de la surface occupée par le type d'occupation du sol i . Cet indice varie entre 0 et 1. Plus la valeur s'approche de 1, plus le paysage est homogène. À l'inverse, plus il s'approche de 0, plus le paysage sera diversifié.

Deuxièmement, au sein des différents cercles de 1 km de rayon, la proportion de cultures, de prairies et de forêts, a été calculée à l'aide de la carte « écotopes 2022 », disponible sur Lifewatch.

Troisièmement, l'historique des IAE a été examiné à l'aide des cartes « parcellaires agricoles » de 2014 à 2023 présentes sur Wallonmap. Toutes les bandes enherbées pérennes et celles avec une strate arbustive sont installées depuis plus d'une dizaine d'années. Les bandes enherbées non pérennes ont, quant à elles, été installées entre 2021 et 2023. Parmi celles-ci, la bande enherbée portant l'identifiant 4 faisait partie, en 2021, d'une culture de froment d'hiver. Les bandes enherbées portant l'identifiant 6 et 61 sont toutes les deux installées depuis 2023. Avant cela, elles faisaient partie, respectivement, d'une culture de lin et d'une culture d'orge d'hiver.

2.5 Analyses statistiques

Tout d'abord, il est important de signaler que les deux types de pièges ont été étudiés séparément car chaque type fournit une information différente. À savoir, les pièges Barber informent sur la présence des carabes et les pièges à émergence, comme leur nom l'indique, renseignent sur leur émergence.

Une comparaison de l'activité-densité et des indices de diversité des carabes, provenant des différentes IAE, a été réalisée par la suite sur RStudio pour déterminer les caractéristiques les plus favorables aux populations de carabes. Les caractéristiques testées sont : la hauteur de la végétation herbacée, la largeur des IAE, leur type et leur contexte paysager.

Concernant la hauteur herbacée, trois modalités ont été étudiées : inférieure à 0.3m, entre 0.3 et 0.6 m et supérieure à 0.6 m. L'influence de ces hauteurs sur les différents indices de diversité a ensuite été calculée à l'aide du test de Kruskal-Wallis. L'influence de la hauteur herbacée sur l'activité-densité a été testée à l'aide d'un modèle linéaire généralisé. Ce modèle a testé l'activité-densité des carabes en fonction de la hauteur herbacée et de la semaine de relevés, en prenant les facteurs « parcelles » et « id_pièges » comme facteurs aléatoires. Ces tests ont été effectués sur les données issues des pièges Barber et sur les données issues des pièges à émergence.

L'effet de la largeur des IAE sur les différents indices de diversité a été mesuré à l'aide de modèles linéaires mixtes, en indiquant le facteur « parcelles » comme facteur aléatoire. L'influence de la largeur des bordures sur l'activité-densité des carabes a été estimée à l'aide d'un modèle linéaire généralisé. Le modèle a été construit de manière à ce que l'activité-densité soit testée en fonction de la largeur des bordures et de la semaine de relevés en prenant les facteurs « parcelles » et « id_pièges » en facteurs aléatoires. Ces modèles ont été réalisés pour les pièges Barber et pour les pièges à émergence.

Quant aux types d'IAE, trois différents types ont été étudiés : les bandes enherbées pérennes, les bandes enherbées non pérennes et les bandes enherbées avec une strate arbustive. L'influence du type de bordure sur les indices de diversité a été évaluée à l'aide d'une ANOVA, quand les données le

permettaient, et à l'aide du test de Kruskal-Wallis dans le cas contraire. Après cela, un dendrogramme, ainsi qu'une PCoA, ont été réalisés en fonction des matrices de distance calculées entre les différents IAE. Ensuite, l'indice de similarité de Sorensen a été évalué entre les différents types d'IAE afin de déterminer le pourcentage d'espèces communes. L'indice de valeur indicatrice (IndVal) a également été mesuré en fonction du type de bande enherbée. En ce qui concerne les données d'activité-densité, un modèle linéaire généralisé a été construit. Ce modèle a testé l'activité-densité en fonction du type d'IAE et de la période, avec les facteurs « parcelles » et « id_pièges » comme facteurs aléatoires. Les mêmes étapes ont été effectuées sur les données issues des pièges à émergence.

Enfin, l'influence de l'hétérogénéité du paysage, sur l'activité-densité et les indices de diversité, a été calculée à l'aide de régressions linéaires simples. De même, l'impact de la proportion de cultures, de prairies et de forêts sur ces mêmes variables a été analysé en utilisant des régressions linéaires simples.

3 Résultats

3.1 Données brutes sur l'ensemble des relevés

Au cours des trois semaines d'échantillonnage, 1 435 carabes ont été capturés et 67 espèces différentes ont été identifiées. Deux espèces ont été recensées de manière beaucoup plus fréquente que les autres. Il s'agit de *Métalina lampros*, représentant 24 % des carabes observés, et de *Poecilus cupreus*, représentant 18 % (Figure 11). Ces deux espèces possèdent une niche écologique très large. Elles peuvent se retrouver dans une grande variété de milieux et sont des prédateurs généralistes (Roger et al., 2013).

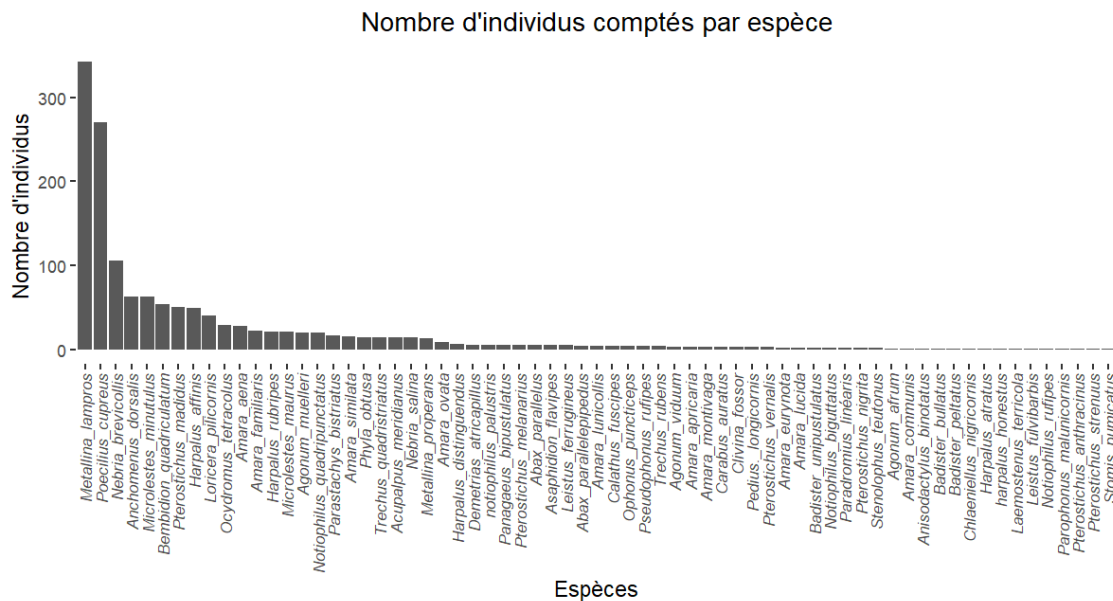


Figure 11: Nombre total d'individus capturés par espèce, au cours des trois semaines d'échantillonnage, classés par abondances décroissantes.

3.2 Comparaison entre les différentes infrastructures agroécologiques en fonction de leurs caractéristiques

3.2.1 La hauteur de végétation herbacée

3.2.1.1 Abondance

Pour les pièges Barber, l'activité-densité des carabes dans les IAE est similaire dans toutes les gammes de hauteur de végétation herbacée. Malgré cela, la différence d'activité-densité entre les IAE qui ont une hauteur herbacée inférieure à 0.3 m, et celles avec une hauteur supérieure à 0.6 m, se rapproche de la significativité avec une p-valeur de 0.0742. Si le seuil considéré était de 0.1, ce résultat serait jugé comme significatif. Cependant, le seuil utilisé dans le cadre de cette étude est de 0.05. La différence est donc qualifiée de non significative, mais la tendance demeure notable. Concernant les pièges à émergence, peu importe la hauteur herbacée, la p-valeur est largement supérieure à 0.05. Aucun effet de cette hauteur sur l'abondance des carabes émergents n'a pu être démontré. Dans le cas des deux types de pièges, la différence d'activité-densité des carabes entre les semaines est très fortement significative. Cette différence se traduit par une diminution au fil des semaines (Tableau 1).

Tableau 1: Modèle linéaire généralisé entre l'activité-densité des carabes et les trois catégories de hauteur herbacée, par type de piège.

Pièges Barber	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	2,36505	0,21598	10,95	<2E-16
0,3m<Hauteur<0,6m	0,13796	0,32248	0,428	0,6688
Hauteur>0,6m	0,57176	0,32027	1,785	0,0742
Semaine2	-0,7075	0,07168	-9,87	<2E-16
Semaine3	-1,34918	0,09041	-14,923	<2E-16
Pièges à émergence				
Intercept	1,128825	0,304982	3,701	2,15E-04
0,3m<Hauteur<0,6m	-0,006846	0,45603	-0,015	0,988023
Hauteur>0,6m	0,27228	0,451078	0,604	0,546095
Semaine2	-0,781366	0,135643	-5,76	8,39E-09
Semaine3	-2,498482	0,243527	-10,26	<2E-16

3.2.1.2 Diversité

3.2.1.2.1 Diversité alpha

Pour les pièges Barber et les pièges à émergence, les résultats des tests de Kruskal-Wallis, des indices de diversité en fonction de la hauteur de végétation herbacée, indiquent tous une p-valeur nettement supérieure à 0.05 (Annexe 1). Ces tests ne permettent donc pas d'affirmer que les indices de diversité sont influencés par cette hauteur. Le lien entre la hauteur herbacée des IAE et la diversité alpha des carabes, présents ou émergents, n'est donc pas confirmé.

3.2.1.2.2 Diversité bêta

Deux tests d'Indval ont également été réalisés afin de déterminer si quelques espèces de carabes sont indicatrices de certaines gammes de hauteurs herbacées.

Les résultats obtenus avec les pièges Barber révèlent *Microlestes maurus* comme espèce indicatrice des IAE avec une hauteur herbacée de moins de 0.3 m et *Amara similata* comme indicatrice des IAE avec une hauteur supérieure à 0.6 m.

Les résultats obtenus avec les pièges à émergence montrent, quant à eux, que *Microlestes minutulus* est une espèce indicatrice des IAE dont la hauteur herbacée est inférieure à 0,3 m (Tableau 2).

Tableau 2: Méthode Indval pour les différentes classes de hauteur, par type de piège.

Pièges Barber		
Hauteur < 0,3m	stat	p-value
<i>Microlestes maurus</i>	0,535	0,032
Hauteur > 0,6m		
<i>Amara similata</i>	0,583	0,03
Pièges à émergence		
Hauteur < 0,3m	stat	p-value
<i>Microlestes minutulus</i>	0,535	0,028

3.2.2 La largeur des infrastructures agroécologiques

3.2.2.1 Abondance et activité-densité

La largeur des IAE influence positivement et significativement l'activité-densité des carabes présents au sein de celles-ci (Tableau 3).

Tableau 3: Modèle linéaire généralisé entre l'activité-densité et la largeur des IAE, pour les pièges Barber.

Pièges Barber	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	1,99073	0,26421	7,535	4,90E-14
Largeur	0,07889	0,03089	2,554	0,0106
Semaine2	-0,70921	0,07165	-9,898	<2E-16
Semaine3	-1,35233	0,09038	-14,962	<2E-16

La relation entre la largeur des IAE et l'activité-densité des carabes montre une tendance positive et linéaire. L'intervalle de confiance s'élargit avec l'augmentation de la largeur des infrastructures. Cela indique une incertitude croissante dans les prédictions pour les valeurs plus élevées de largeur (Figure 12).

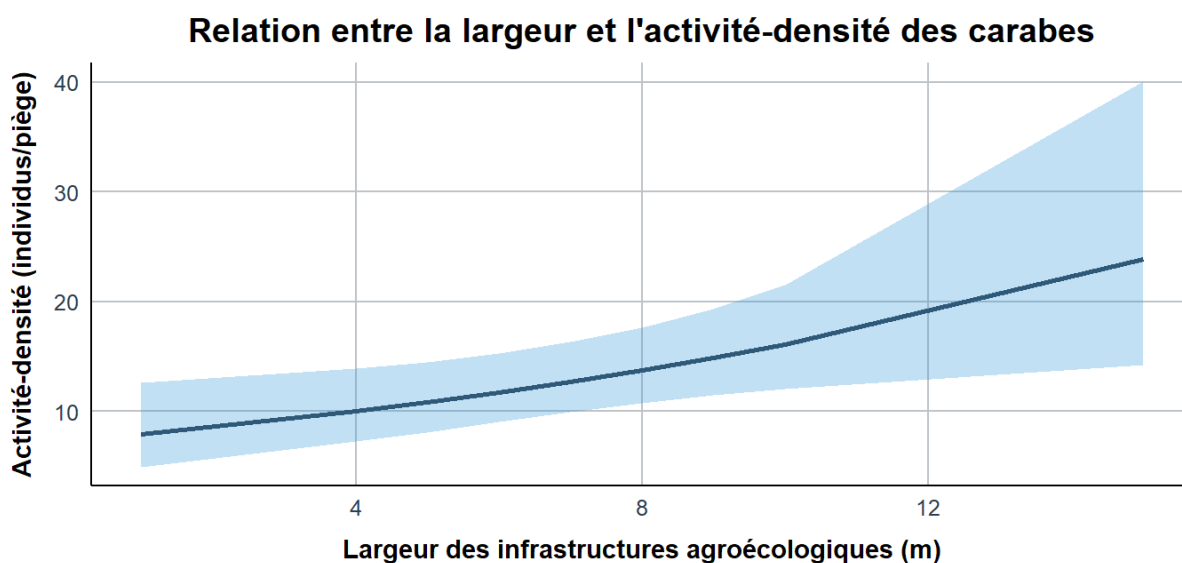


Figure 12: Relation entre la largeur des infrastructures agroécologiques et l'activité-densité des carabes relevée à l'aide des pièges Barber.

La largeur des IAE a également une influence positive et significative sur le nombre de carabes qui émergent au sein de ces habitats (Tableau 4).

Tableau 4: Modèle linéaire généralisé entre les abondances totales et la largeur des IAE, pour les pièges à émergence.

Pièges à émergence	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	0,55883	0,35588	1,57	0,1164
Largeur	0,08771	0,0411	2,134	0,0328
Semaine2	-0,7906	0,13584	-5,82	5,89E-09
Semaine3	-2,51073	0,24375	-10,3	<2E-16

La relation entre la largeur des IAE et l'abondance des carabes émergents montre une tendance positive et linéaire. L'intervalle de confiance augmente avec la largeur des infrastructures. Les prédictions deviennent donc de plus en plus incertaines pour les valeurs de largeur plus élevées (Figure 13).

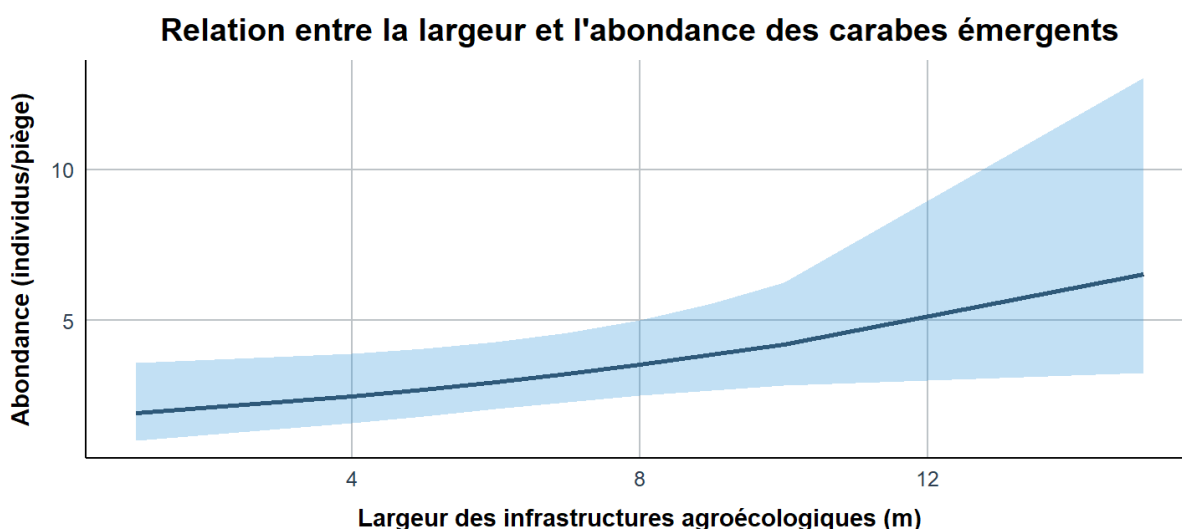


Figure 13: Relation entre la largeur des IAE et l'abondance des carabes émergents.

3.2.2.2 Diversité

Pour les pièges Barber, les résultats du modèle linéaire mixte ne signalent aucune relation entre les indices de diversité alpha et la largeur des IAE (Annexe 2). L'influence de la largeur de ces infrastructures sur la diversité en espèces présentes n'est donc pas certifiée. Concernant les pièges à émergence, les résultats montrent qu'aucune corrélation n'est démontrée entre la largeur et les différents indices de diversité alpha (Annexe 3).

3.2.3 Le type d'infrastructures agroécologiques

3.2.3.1 Abondance et activité-densité

Une disparité est mesurée en matière d'activité-densité entre les divers types d'IAE (Tableau 5). Le test post hoc de Tukey a été effectué. La différence prédite par le modèle linéaire généralisé entre les bandes enherbées non pérennes et celles avec une strate arbustive, est confirmée par une p-valeur de 0.0418. L'activité-densité des carabes présents dans les bandes enherbées non pérennes est plus élevée (Tableau 6). Ces informations sont illustrées sur la figure 14 présente ci-dessous.

Tableau 5: Modèle linéaire généralisé entre l'activité-densité et le type d'infrastructures agroécologiques, pour les pièges Barber.

Pièges Barber	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	2,33311	0,20318	11,483	<2E-16
NP	0,7772	0,3222	2,412	0,0159
P	0,17618	0,2811	0,627	0,5308
Semaine2	-0,70322	0,07164	-9,816	<2E-16
Semaine3	-1,34286	0,09051	-14,837	<2E-16

Tableau 6: Test post hoc de Tukey sur l'activité-densité en fonction du type d'IAE.

Test de Tukey	Estimate	std. error	z value	p-value
NP - SA	0,7772	0,3222	2,412	0,0418
P - SA	0,1762	0,2811	0,627	0,8049
P - NP	-0,601	0,3204	-1,876	0,1451

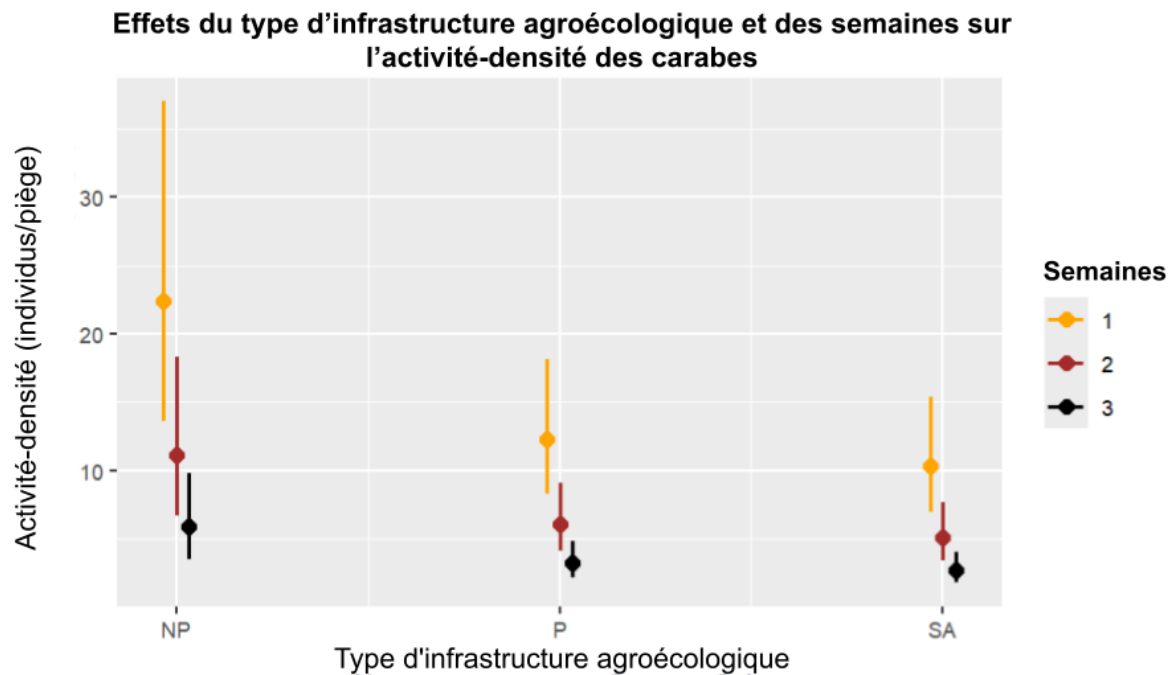


Figure 14: Activité-densité des carabes en fonction de la semaine de relevés et du type d'infrastructures agroécologiques. « NP » représente les bandes enherbées non pérennes, « P » représente les bandes enherbées pérennes et « SA » les bandes enherbées avec une strate arbustive.

Les données issues des pièges à émergence ne démontrent aucune différence en matière d'abondance des carabes émergents par rapport au type d'IAE. En revanche, la différence d'émergence varie significativement selon les semaines de relevés (Annexe 4). Une représentation graphique de ces informations est illustrée sur l'Annexe 5.

3.2.3.2 Diversité

3.2.3.2.1 Diversité alpha

Pour les pièges Barber, les résultats des ANOVA entre les indices de diversité alpha et le type d'infrastructures n'indiquent pas de différence considérable (p -valeur $> 0,05$) (Annexe 5). Le même résultat est obtenu lorsqu'un test de Kruskal-Wallis est réalisé entre les indices de Simpson et les types d'infrastructures (Annexe 6).

À propos de la diversité des espèces émergentes, des tests de Kruskal-Wallis ont été effectués pour comparer les indices de Shannon, de Simpson et la diversité spécifique entre les différents types d'infrastructures. Dans les trois cas, aucune relation n'est démontrée (Annexe 7).

Des courbes de raréfaction ont été calculées par méthode de piégeage et par type d'IAE avec, sur l'axe des X, le nombre d'individus capturés et sur l'axe des Y, la richesse en espèces. Cela dans le but de prendre connaissance de la qualité de l'échantillonnage et de voir quelles tendances se démarquent sur le graphique. Les résultats montrent qu'aucune courbe n'atteint un palier horizontal. C'est-à-dire qu'aucune infrastructure n'a été échantillonnée suffisamment pour relever l'entièreté des espèces présentes. Ce phénomène est encore plus prononcé pour les pièges à émergence. Cependant, les deux graphiques amènent à la même conclusion. Pour un même nombre d'individus échantillonnés, les bandes enherbées possédant une strate arbustive présentent la richesse en espèces la plus élevée, contrairement aux bandes non pérennes (Figure 15 et 16).

Courbe de raréfaction par type d'infrastructure agroécologique pour les pièges Barber

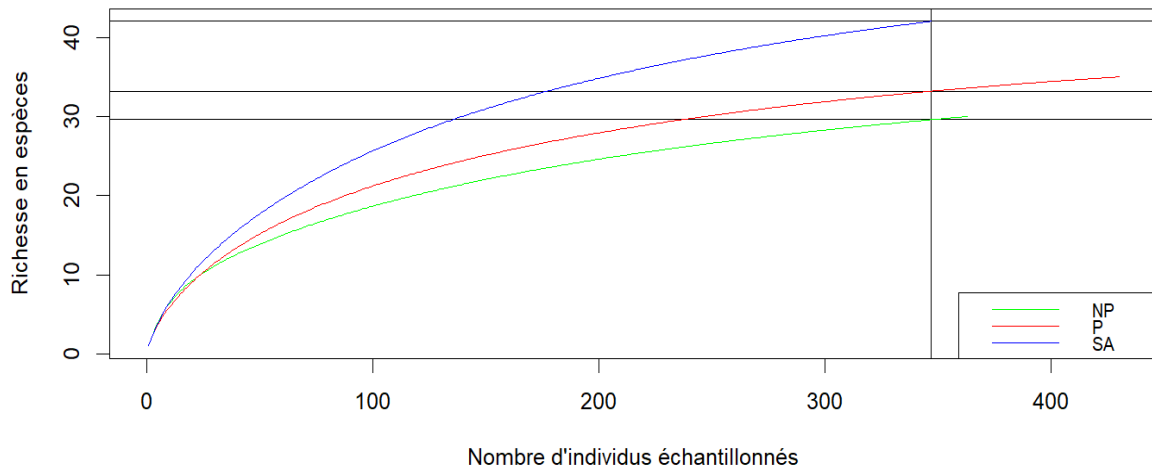


Figure 15: Courbe de raréfaction entre la richesse en espèces et le nombre d'individus, pour chaque type d'IAE, échantillonnés à l'aide des pièges Barber. « NP » représente les bandes enherbées non pérennes, « P » représente les bandes enherbées pérennes et « SA » les bandes enherbées avec une strate arbustive.

Courbe de raréfaction par type d'infrastructure agroécologique pour les pièges à émergence

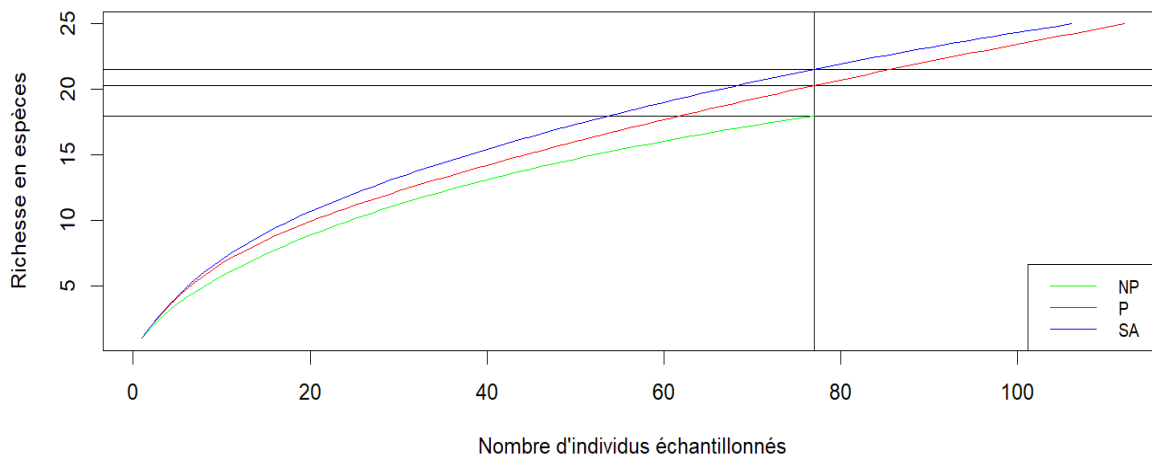


Figure 16: Courbe de raréfaction entre la richesse en espèces et le nombre d'individus, pour chaque type d'IAE, échantillonnés à l'aide des pièges à émergence. « NP » représente les bandes enherbées non pérennes, « P » représente les bandes enherbées pérennes et « SA » les bandes enherbées avec une strate arbustive.

3.2.3.2.2 Diversité bêta

Méthode de groupement

Deux dendrogrammes ont été dessinés grâce à la méthode de groupement de Ward, à partir de la matrice de Bray-Curtis, dans le but de déterminer la variance intra-groupe des différents types d'IAE. Un dendrogramme a été produit par type de piège (Figure 17 et 18).

Concernant les données issues des pièges Barber, les différents types d'IAE sont très peu séparés les uns des autres. Les bandes enherbées pérennes se retrouvent sur l'ensemble du dendrogramme. Elles paraissent, par conséquent, être composées d'espèces très différentes selon l'IAE. Le même phénomène est observé pour les bandes enherbées avec une strate arbustive. Seules les bandes non

pérennes se trouvent relativement proches les unes des autres. Il semblerait que leur composition soit quelque peu similaire (Figure 17).

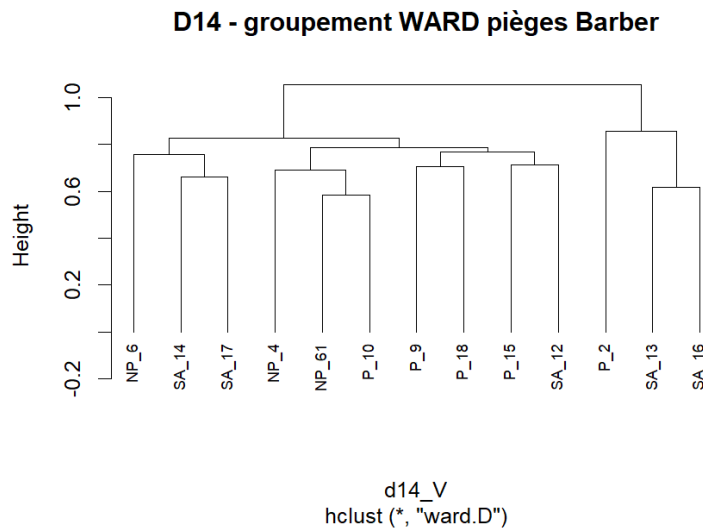


Figure 17: Dendrogramme construit sur base de la matrice de Bray-Curtis avec la méthode Ward, pour les pièges Barber.

Pour les données issues des pièges à émergence, les bandes enherbées non pérennes se situent à l'extrémité droite du dendrogramme. Cela traduit une composition en carabes émergents différente des deux autres types d'IAE. En outre, les bandes enherbées non pérennes sont très proches les unes des autres, ce qui implique qu'elles ont une composition très semblable. En ce qui concerne les bandes enherbées pérennes et celles avec une strate arbustive, elles présentent, toutes deux, une grande diversité de composition. Néanmoins, il est compliqué de différencier ces deux types d'IAE sur base de celle-ci (Figure 18).

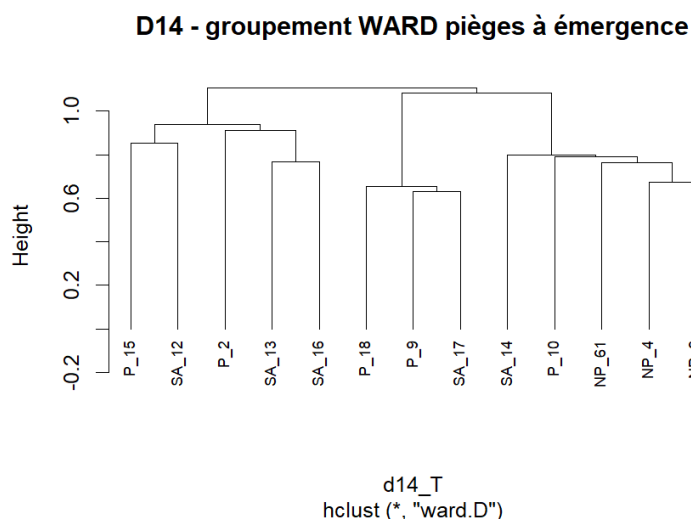


Figure 18: Dendrogramme construit sur base de la matrice de Bray-Curtis avec la méthode Ward, pour les pièges à émergence.

Analyses en coordonnées principales

Deux analyses en coordonnées principales ont ensuite été réalisées pour les trois différents types d'IAE. L'une pour les pièges Barber et l'autre pour les pièges à émergence. Ces analyses ont été faites en convertissant les abondances de chaque espèce en log, afin de réduire le poids des espèces relevées en très grand nombre, tout en prenant en compte cette information.

Premièrement, pour la PCoA réalisée sur les pièges Barber, une analyse des axes indique que les deux premiers expliquent 28% de la variance. Le premier axe explique 15.99% de cette variance et le second, 12.24%. La PCoA est ensuite construite afin de distinguer les différentes bordures à l'aide d'un code couleur. Les bandes enherbées pérennes et celles avec une strate arbustive paraissent avoir une composition assez similaire. La majorité de leurs points se situe à l'intérieur des deux ellipses. D'un autre côté, les bandes enherbées non pérennes semblent être positionnées plus sur la droite du graphique. Sachant que l'axe des X explique une part importante de la variance, ces bandes semblent se différencier légèrement des autres (Figure 19).

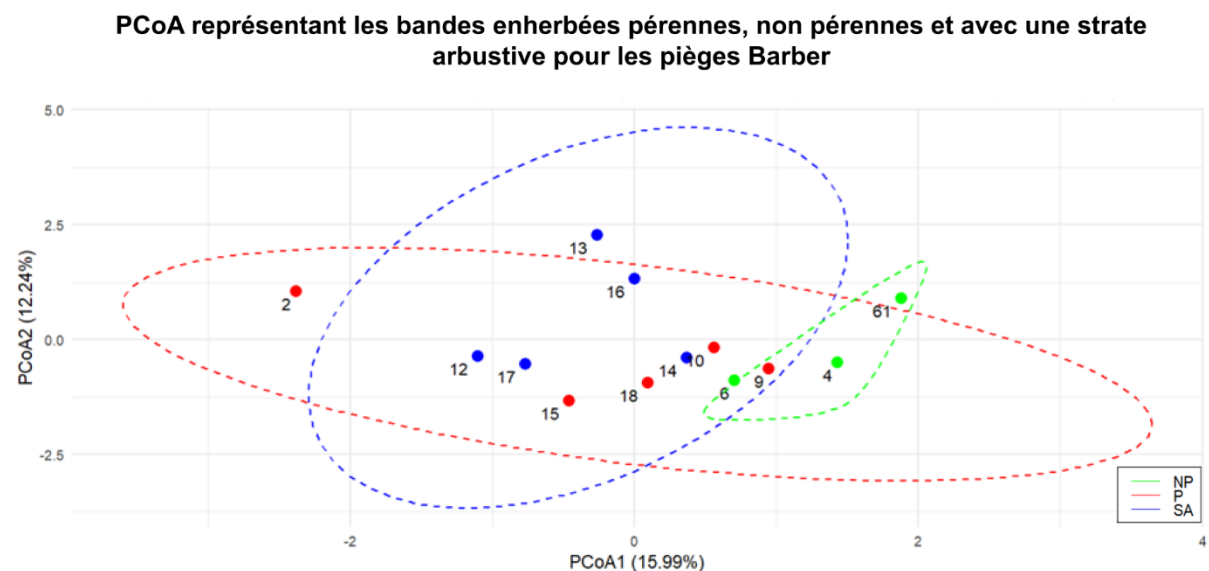


Figure 19: PCoA avec ellipse selon le type de bordure, pour les pièges Barber. « NP » représente les bandes enherbées non pérennes, « P » les bandes enherbées pérennes et « SA » les bandes enherbées avec une strate arbustive.

Deuxièmement, à propos de la PCoA réalisée sur les pièges à émergence, l'analyse des axes indique que les deux premiers expliquent 30% de la variance. Le premier explique 15,63% et le second presque 14,58%. Sur ce graphique, les bandes enherbées pérennes et celles avec une strate arbustive sont assez similaires en matière de composition d'espèces de carabes émergents. Les bandes enherbées non pérennes sont également situées légèrement à droite du graphique, ce qui montre une composition de carabes émergents légèrement différente des autres types d'IAE (Figure 20).

PCoA représentant les bandes enherbées pérennes, non pérennes et avec une strate arbustive pour les pièges à émergences

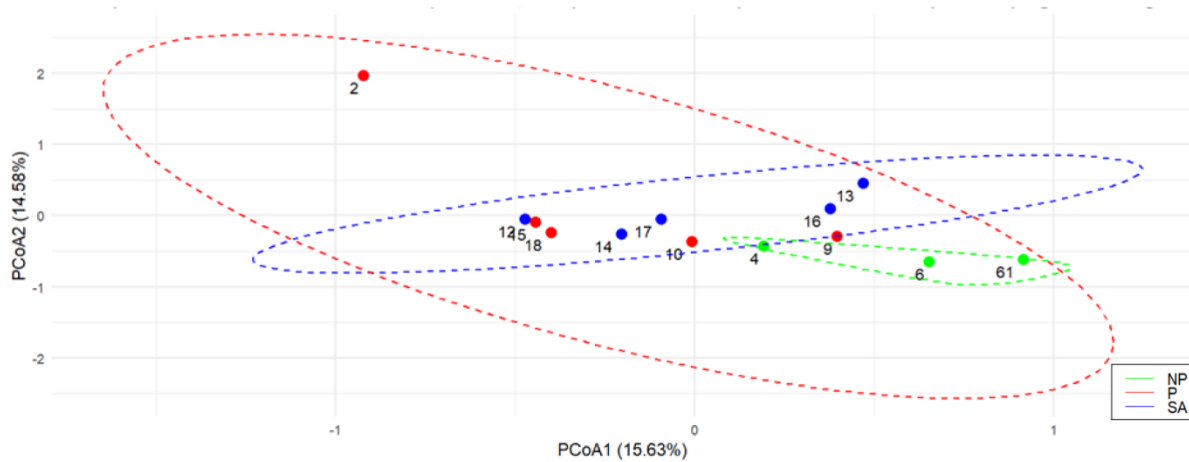


Figure 20: PCoA avec ellipse selon le type de bordure, pour les pièges à émergence. « NP » représente les bandes enherbées non pérennes, « P » les bandes enherbées pérennes et « SA » les bandes enherbées avec une strate arbustive.

La méthode Indval a ensuite été appliquée afin de déterminer si quelques espèces sont indicatrices de certains types d'IAE. Les résultats obtenus sont repris dans les tableaux 7 et 8 présentés ci-dessous.

Les résultats démontrent que certains types de bordure possèdent une ou plusieurs espèces indicatrices. Dans les bordures qui présentent une strate arbustive ou arborée, l'espèce *Leistus ferrugineus* est considérée comme significativement indicatrice de ces milieux. Au sein des bandes enherbées non pérennes, les espèces *Harpalus affinis* et *Anchomenus dorsalis* sont caractérisées d'indicatrices à un niveau hautement significatif. Deux autres espèces sont qualifiées d'indicatrices à un niveau significatif, il s'agit du *Harpalus rubripes* et de *Pterostichus melanarius*. Enfin, *Poecilus cupreus* est une espèce significativement indicatrice des bandes enherbées pérennes et non pérennes (Tableau 7).

Tableau 7: Méthode Indval entre les différents types d'infrastructures agroécologiques, pour les pièges Barber.

Pièges Barber		
SA	stat	p-value
<i>Leistus ferrugineus</i>	0,535	0,038
NP		
<i>Harpalus affinis</i>	0,799	0,003
<i>Anchomenus dorsalis</i>	0,787	0,005
<i>Harpalus rubripes</i>	0,666	0,015
<i>Pterostichus melanarius</i>	0,567	0,026
NP et P		
<i>Poecilus cupreus</i>	0,885	0,012

Par rapport aux espèces émergentes, les bandes enherbées non pérennes présentent une espèce indicatrice à un niveau hautement significatif et deux espèces à un niveau significatif. Il s'agit respectivement de *Harpalus affinis*, de *Anchomenus dorsalis* et de *Nebria salina* (Tableau 8).

Tableau 8: Méthode Indval entre les différents types d'IAE, pour les pièges à émergence.

Pièges à émergence		
NP	stat	p-value
<i>Harpalus affinis</i>	0,655	0,004
<i>Anchomenus dorsalis</i>	0,619	0,04
<i>Nebria salina</i>	0,606	0,024

Par la suite, la méthode Sorensen a été appliquée pour comparer la proportion d'espèces communes entre les différents types d'infrastructures. Les résultats indiquent que, pour les pièges Barber, les bandes enherbées avec une strate arbustive présentent 44.4% des espèces en commun avec les non pérennes et seulement 32.5% avec les pérennes. Les bandes enherbées pérennes et non pérennes présentent, quant à elles, une similarité de 38.5% en matière d'espèces.

En ce qui concerne les pièges à émergence, les bandes enherbées avec une strate arbustive présentent 48.8% de similarité avec les bandes non pérennes et 48% avec les pérennes. Les bandes enherbées pérennes et non pérennes présentent une forte similitude en matière d'espèces émergentes. En effet, elle est de l'ordre de 53.5% (Tableau 9). Ces résultats sont imagés dans les Annexes 14 et 15. Ces annexes présentent les espèces trouvées exclusivement dans chaque type de bande, ainsi que celles qui se retrouvent dans plusieurs d'entre eux.

Tableau 9: indice de Sorensen entre les différents types d'IAE, par type de piège.

Pièges Barber	SA	NP
NP	44,40%	/
P	32,50%	38,50%
Pièges à émergence	SA	NP
NP	48,80%	/
P	48%	53,50%

3.3 Comparaison entre les infrastructures agroécologiques en fonction de leur contexte paysager

3.3.1 Comparaison entre les différentes infrastructures agroécologiques étudiées

Pour commencer, deux modèles linéaires généralisés ont été réalisés entre l'activité-densité et les IAE. Un pour les données issues des pièges Barber et l'autre pour les pièges à émergence. Dans les deux cas, les résultats montrent des différences significatives entre de nombreuses IAE. Ensuite, l'ANOVA entre les indices de Shannon et les IAE soulève également des variances notables. Les divers contextes paysagers peuvent donc être étudiés pour déterminer s'ils sont la cause de ces différences.

3.3.2 Quel rôle joue le contexte paysager ?

3.3.2.1 Hétérogénéité du paysage

L'hétérogénéité du paysage de chaque IAE a été étudié au sein de cercle de 1 km de rayon. Les indices de Shannon et de Simpson ont été calculés pour chaque IAE. Les résultats démontrent que l'hétérogénéité du paysage, autour des différentes IAE, est très variable. En effet, les indices de Shannon varient entre 0.196 et 1.36, sachant que la valeur maximale est de 1.6, et les indices de

Simpson se situent entre 0.0717 et 0.72 (Tableau 10). Ces valeurs ont ensuite été comparées avec les données d'activité-densité et de diversité obtenues précédemment.

Tableau 10: Indices de Shannon et Simpson de l'hétérogénéité du paysage des différentes IAE.

IAE	Culture (%)	Urbain (%)	Forêts et friches (%)	Eau (%)	Prairies (%)	Shannon	Simpson
2	33,3232343	31,4704265	10,94244863	0,95637005	23,3075205	1,35605302	0,7235282
4	96,3250012	0,87336327	1,106404353	0	1,69523122	0,1964223	0,07166334
6	81,4274736	14,5266281	0,310879532	0	3,73501877	0,58827895	0,31444966
9	68,326303	12,3684339	5,410429906	0,04929542	13,8455378	0,95406367	0,49575641
10	64,3662249	14,3142645	5,655085117	0	15,6644255	1,01467488	0,53747367
12	58,1198272	10,7490467	22,75390597	0,25275324	8,12446692	1,11105672	0,59227326
13	54,9915773	13,957641	21,61960723	0	9,43117446	1,15749359	0,62247562
14	82,3479422	3,66739092	5,129672151	0	8,85499474	0,64818565	0,31006422
15	69,7128319	3,08322198	17,43766225	0	9,76628385	0,89052729	0,47311624
16	61,001936	2,26414942	24,54152323	0	12,1923914	0,98860808	0,55226967
17	65,9296503	12,3407483	12,56737128	0,12130429	9,04092587	1,01894311	0,52612953
18	43,3103958	14,7982492	22,39380294	0	19,4975521	1,29901561	0,70235845
61	59,1574578	2,57169271	22,77402006	0	15,4968294	1,0305937	0,57349739

Abondance et activité-densité

Des régressions linéaires ont été effectuées entre les indices de Shannon et Simpson, et l'activité-densité relevée par piège. Les résultats obtenus informent d'un intercept hautement significatif dans les quatre cas. Pour un paysage ayant une hétérogénéité nul, le nombre de carabes présents ou émergents ne sera donc pas nul. Quant au lien entre la diversité du paysage et l'activité-densité des carabes, le modèle n'affirme pas que ces deux composantes sont liées (p -valeur > 0.05). La même conclusion est apportée par rapport à l'abondance des carabes émergents (Annexe 10).

Diversité

Pour les pièges Barber et les pièges à émergence, des régressions linéaires ont également été réalisées entre les indices de Shannon et Simpson liés à l'hétérogénéité du paysage, et ceux calculés sur la diversité en espèces. (Annexe 11).

Pour les pièges Barber, l'intercept est significatif et son estimation est positive dans les quatre cas. Les différents modèles linéaires montrent qu'aucun lien n'est prouvé entre les indices des Shannon et Simpson liés à l'hétérogénéité du paysage, et ceux calculés sur la diversité en espèces.

Pour les pièges à émergence, les intercepts et les paramètres testés ont une p -valeur non significative. Aucun lien n'est prouvé entre la diversité du paysage et la diversité en espèces de carabes émergents.

3.3.2.2 Influence des différentes occupations du sol

3.3.2.2.1 Cultures

Les régressions linéaires effectuées, entre les indices d'abondance et de diversité des carabes, et le pourcentage de cultures présentes dans un rayon de 1 km autour des IAE, n'attestent d'aucune corrélation. Ce résultat est valable tant pour les carabes présents que pour les carabes émergents (Annexe 12).

3.3.2.2.2 Forêts

Les régressions linéaires calculées, entre les indices d'abondance et de diversité des carabes, et le pourcentage de forêts présentes dans un rayon de 1 km, n'établissent aucune concordance. Ce résultat s'applique aussi bien aux carabes présents qu'aux carabes émergents. (Annexe 13).

3.3.2.2.3 Prairies

Les régressions linéaires réalisées entre les indices d'abondance et de diversité des carabes, et le pourcentage de prairies présentes dans un rayon de 1 km, ne démontrent aucun lien. Ce résultat concerne à la fois les carabes présents et les carabes émergents (Annexe 14).

4 Discussion

4.1 Influence de la hauteur de la végétation herbacée au sein des infrastructures agroécologiques, sur l'abondance et la diversité des carabes

Les résultats obtenus avec les pièges Barber révèlent une tendance intéressante concernant l'activité-densité des carabes dans les IAE, en fonction de la hauteur herbacée. Une hauteur herbacée supérieure à 0,6 m semble favoriser une activité-densité plus élevée, mais cette tendance n'est pas qualifiée de significative. Celle-ci laisse penser que des hauteurs herbacées plus élevées pourraient fournir un habitat plus favorable, en raison des conditions d'humidité, de température ou d'une plus grande abondance de ressources pour les carabes. En effet, dans la majorité des IAE étudiées, une hauteur herbacée supérieure à 0.6 m était souvent synonyme d'une bande enherbée avec un couvert plus dense et moins fréquemment entretenu. La diversité floristique y était plus importante. Il est intéressant de noter que les informations trouvées dans la littérature n'indiquent pas non plus de tendance significative. Plusieurs études mentionnent que la hauteur herbacée n'a pas d'influence sur l'activité-densité des carabes (Saussure, 2010 ; Coulon, 2023). D'autres études sont nécessaires afin de déterminer l'impact réel de la hauteur herbacée sur leur activité-densité. Ces études devraient être réalisées sur un grand nombre d'IAE, en minimisant les variations des autres facteurs influençant l'activité-densité, telles que la largeur des infrastructures, leur type ou même les espèces floristiques présentes.

Les pièges à émergence, quant à eux, n'ont montré aucune fluctuation de l'abondance des carabes en fonction de la hauteur herbacée. Pourtant, Phillips et Cobb (2005) ont démontré que cette hauteur influençait la température du sol à 1 cm de profondeur. Ce facteur joue probablement un rôle dans l'émergence des carabes, mais il est possible que d'autres variables, telles que la structure du sol ou la disponibilité en nourriture, aient une influence plus importante sur l'abondance de ces coléoptères, masquant ainsi l'effet de la hauteur herbacée.

L'absence de corrélation entre les indices de diversité alpha et la hauteur de la végétation herbacée souligne que cette dernière n'a pas d'influence notable sur la diversité alpha des carabes au sein des IAE, qu'ils soient présents ou émergents. Cependant, plusieurs espèces ont été relevées comme indicatrices de certaines gammes de hauteur, ce qui indique que la composition en espèces est différente en fonction de la hauteur herbacée. Lorsqu'on compare les espèces indicatrices des diverses gammes de hauteur, une variation notable réside dans la capacité à s'adapter à la sécheresse. De ce fait, *Microlestes maurus*, espèce indicatrice des faibles hauteurs herbacées, résiste très bien à des conditions de sécheresse, alors que *Amara similata*, indicatrice des hauteurs herbacées importantes, est moins adapté à ce genre de conditions (Lindroth, 1985 ; Tenailleau et al., 2011). Il semblerait que les conditions d'humidité, dues à la hauteur herbacée et la densité du couvert, influencent la présence de certaines espèces.

Il est important de noter que lorsqu'on compare les résultats issus des pièges Barber à ceux issus des pièges à émergence, ce ne sont pas les mêmes espèces qui sont qualifiées d'indicatrices pour un même milieu. Ce qui signifie que certaines espèces émergent sous certaines conditions et migrent au cours de leur vie vers d'autres habitats. En effet, la majorité des prédateurs généralistes dépend de diverses ressources pour compléter leur cycle de vie. Il est donc fréquent qu'une espèce émerge dans un certain milieu pour ensuite se développer dans un autre (Schellhorn et al., 2015).

4.2 Influence de la largeur des infrastructures agroécologiques sur l'abondance et la diversité des carabes

Une relation intéressante a été relevée entre la largeur des IAE et l'activité-densité des carabes présents. Cette relation suggère que des infrastructures plus larges favorisent une plus grande activité-densité des carabes. La même relation est observée pour l'émergence de ceux-ci. Les données recueillies dans la littérature confirment cette conclusion. Effectivement, les bandes enherbées offrent des habitats qui ne sont pas traités par les produits phytosanitaires. Plus ces bandes sont larges, plus elles créent des zones peu ou pas affectées par les produits pulvérisés (Créquy, 2022). De plus, les bandes enherbées inférieures à 50 cm se composent principalement de plantes annuelles ou d'adventices des cultures mitoyennes, alors que celles ayant une largeur supérieure à trois mètres présentent une plus grande pluralité d'espèces floristiques (Coulon, 2023). Cette diversité plus importante entraîne un accroissement des ressources alimentaires pour les carabes, favorisant ainsi leur présence.

Aucune relation n'a été observée entre la largeur des IAE et les indices de diversité, tant pour la présence que pour l'émergence des carabes. Cette absence de corrélation suggère que l'augmentation de la largeur des bordures n'améliore pas nécessairement la diversité spécifique de ces coléoptères. Pourtant, Hassan (2012) stipule que de larges bandes enherbées avantagent la survie et la reproduction des auxiliaires biologiques. Certaines espèces de carabes, ayant des exigences élevées pour leurs conditions de survie et de reproduction, pourraient ainsi s'y développer et accroître leur présence dans ces bandes. Un effort d'échantillonnage plus important est peut-être nécessaire pour détecter la présence d'une relation entre la largeur des IAE et la diversité des carabes. Il serait également pertinent d'examiner la diversité bêta entre différentes gammes de largeur pour déterminer si la composition en espèces est affectée.

4.3 Influence du type d'infrastructures agroécologiques sur l'abondance et la diversité des carabes

Il résulte que l'activité-densité des carabes est plus élevée dans les bandes enherbées non pérennes par rapport à celles qui possèdent une strate arbustive. Ce phénomène a déjà été observé dans d'autres études. Pecheur et al. (2020) ont d'ailleurs conclu que l'activité-densité des carabes était nettement plus élevée dans les bandes enherbées annuelles que dans les haies. Cela peut être expliqué par le fait que ceux présents dans les bandes enherbées non pérennes sont de plus petite taille et sont plus agiles que les carabes forestiers (Aviron et al., 2005 ; Coulon, 2023). Ils ont plus facile à se mouvoir au sol et ont donc une plus grande probabilité de tomber dans les pièges Barber. En revanche, les données issues des pièges à émergence ne montrent pas de différence en matière d'abondance de carabes selon le type d'infrastructures.

La variation de diversité alpha observée entre les différents types d'IAE est qualifiée de non significative, tant pour la présence des carabes que pour leur émergence. Les courbes de raréfaction entre la richesse en espèces et le nombre d'individus échantillonnés par type d'infrastructures signalent un effort d'échantillonnage trop faible, ce qui pourrait expliquer ce manque de significativité (Figure 15 et 16). En outre, sur ces mêmes graphiques, une tendance claire est observée. Pour un même nombre d'individus échantillonnés, la richesse en espèce la plus élevée se trouve au sein des bandes enherbées avec une strate arbustive. Ces bandes peuvent à la fois accueillir des espèces de carabes provenant des champs, mais également des forêts (Varchola et al., 2001). Quant à la diversité bêta, les

bandes enherbées pérennes et celles avec une strate arbustive ont des compositions assez semblables, bien que la variation entre les IAE soit importante. Par contre, les bandes enherbées non pérennes ont une composition quelque peu différente des autres types de bandes, particulièrement concernant l'émergence des carabes. Boinot et al. (2019) affirment également que l'émergence des carabes dépend du type d'IAE. Ils ont particulièrement observé une variance de composition en espèces entre les IAE avec et sans présence d'arbres. Il est donc crucial de diversifier les types d'IAE afin de favoriser la présence et l'émergence d'espèces de carabes différentes.

4.4 Influence du contexte paysager autour des infrastructures agroécologiques sur l'abondance et la diversité des carabes

4.4.1 Hétérogénéité

Les résultats informent qu'aucun lien n'a été trouvé entre l'hétérogénéité du paysage environnant et l'activité-densité des carabes au sein des IAE. Ces résultats sont en contradiction avec les informations trouvées dans la littérature. Plusieurs études stipulent qu'un paysage hétérogène, dans sa composition et sa configuration, permet d'accroître ces populations (Maisonhaute, 2010 ; Neumann et al., 2016 ; Créquy, 2022). De la même manière, aucune corrélation n'est démontrée entre l'hétérogénéité du paysage environnant et la diversité des carabes au sein des IAE. Ce qui contredit également les données recueillies dans la littérature. Aviron et al. (2005) écrivent qu'un contexte paysager boisé et hétérogène renforce la présence de diverses espèces de carabes, dont les forestières. Les paysages homogènes et ouverts, quant à eux, sont principalement dominés par quelques espèces.

Une des raisons pour lesquelles les résultats de cette étude ne conduisent pas aux mêmes conclusions pourrait être le nombre limité de contextes paysagers examinés, ce qui ne permet pas de détecter des relations significatives. Par exemple, seulement un paysage avec un indice de Shannon inférieur à 0,5 a été inclus dans l'analyse. Une autre raison pourrait être que d'autres variables, telles que la structure du sol, la largeur des bandes ou le type d'IAE, ont une influence plus marquée sur l'abondance des carabes, masquant ainsi l'effet de l'hétérogénéité du paysage.

4.4.2 Proportion de certains types d'occupation du sol

Les résultats obtenus ne révèlent aucune relation entre la proportion de forêts, de cultures ou de prairies, et l'activité-densité ou la diversité des carabes. Ceci conteste aussi de nombreuses données rapportées dans la littérature. Plusieurs études ont montré que la présence d'habitats semi-naturels, tels que les forêts ou les prairies, intensifie la diversité et l'abondance des auxiliaires biologiques en milieu agricole (Bianchi et al., 2006 ; Rusch et al., 2010 ; Chaplin-Kramer et al., 2011). Dans le cadre de cette étude, la proportion de forêts a été étudiée indépendamment de celle des prairies, et inversement. Cela additionné au nombre insuffisant de contextes paysagers variés, peut mener à des conclusions erronées. Il aurait été intéressant d'examiner l'influence de la proportion totale d'habitats favorables.

4.4.3 Influence de l'historique des infrastructures agroécologiques

Les bandes enherbées pérennes et celles avec présence d'une strate arbustive sont toutes installées depuis plus de 10 ans. Elles sont considérées, dans cette étude, comme ayant le même historique. Les

bandes enherbées non pérennes, quant à elles, sont en place depuis maximum deux ans. Pour ces dernières, les cultures précédentes ont très probablement eu un impact sur les populations de carabes relevées en leur sein. Par exemple, la bande enherbée non pérenne portant l'identifiant 61 est celle où l'activité-densité et l'abondance des carabes émergent sont les plus élevées, tout type de bandes confondues. Cela peut être attribué au fait qu'elle a été installée en 2023, et qu'auparavant il s'agissait d'une culture d'orge d'hiver. En réalité, Saussure (2010) a comparé l'émergence des carabes dans différentes cultures et celle-ci était nettement supérieure dans les cultures d'orges. Coulon (2023) affirme également que l'historique des IAE a un impact dû à leur ancienneté. Cela agit sur leur composition floristique et modifie les ressources disponibles. Pour vérifier cette hypothèse, il aurait été pertinent de procéder à l'identification des espèces végétales présentes dans les IAE, en fonction de leur ancienneté. En somme, l'historique des IAE constitue un facteur essentiel à prendre en considération lors de l'étude des éléments qui influencent l'émergence des carabes.

4.5 Réflexion sur la méthode

Un plus grand nombre d'échantillons engendrerait des résultats plus robustes pour l'ensemble des analyses. Effectivement, seules 13 IAE ont été étudiées et le nombre d'observations par type d'infrastructures n'est pas constant. Augmenter la période de relevés renforcerait également la robustesse des résultats. Dans les faits, il est conseillé que le piégeage soit continu pendant la majeure partie de la période d'activité des carabes, celle-ci allant d'avril à octobre (Dufrêne, 1992). Les courbes de raréfaction réalisées indiquent que l'effort d'échantillonnage doit être élargi afin de déterminer la richesse spécifique totale des différentes IAE. En outre, une plus longue période de relevés permettrait de réduire l'influence des facteurs météorologiques sur les résultats. Les conditions météorologiques au moment de la réalisation de l'échantillonnage étaient particulièrement pluvieuses et n'étaient pas représentatives de la saison. Cela a peut-être retardé l'émergence des carabes ou influencé l'activité-densité de ces derniers. De plus, en ce qui concerne l'émergence, seuls les carabes qui sortent au printemps ont été observés. Une étude similaire réalisée en automne aurait probablement produit des résultats divergents.

4.6 Contribution personnelle

Dans le cadre de ce travail de fin d'études, j'ai organisé un échantillonnage sur le terrain avec le soutien de Julien Peeters. Pour cela, nous avons soigneusement sélectionné les différentes IAE, où j'ai ensuite installé l'ensemble des pièges. J'ai procédé à l'identification et au recensement des carabes capturés. J'ai également réalisé toutes les analyses statistiques et cartographiques, et interprété les résultats. Enfin, ce rapport a été rédigé par mes soins.

5 Conclusion et perspectives

L'objectif général de cette étude était de déterminer l'influence des caractéristiques des IAE et de leur contexte paysager sur les populations de carabes en Wallonie. Concernant la première hypothèse, aucune relation significative n'a été constatée entre la hauteur de la végétation herbacée et l'activité-densité ou la diversité alpha des carabes. Néanmoins, plusieurs espèces ont été identifiées comme indicatrices de certaines gammes de hauteurs, tant pour leur présence que pour leur émergence. L'incidence de cette hauteur sur la diversité des carabes présents au sein IAE, a bel et bien été observée.

Pour ce qui est de la deuxième hypothèse, le lien entre la largeur des IAE et l'activité-densité des carabes, présents ou émergents, a été démontré. Dans les deux cas, l'activité-densité des carabes augmente avec la largeur des infrastructures. Cependant, aucune relation n'a été mise en évidence entre la largeur des IAE et la diversité des carabes.

Quant à la troisième hypothèse, le type d'IAE a effectivement une répercussion sur l'activité-densité des carabes présents. Celle-ci s'est avérée comme significativement plus élevée au sein des bandes enherbées non pérennes. Bien que la diversité alpha n'ait pas été reconnue comme étant influencée par le type d'infrastructures, certaines tendances ont tout de même été remarquées. À nombre égal d'individus capturés, ce sont les bandes enherbées dotées d'une strate arbustive qui présentent la plus grande richesse spécifique en carabes, suivies par les bandes enherbées pérennes, et enfin les non pérennes. À propos de la diversité bêta, elle est affectée par le type d'IAE. En effet, de nombreuses espèces ont été relevées comme indicatrices de certains types d'IAE. D'autre part, les bandes enherbées non pérennes possèdent une composition en espèces légèrement différente des autres bandes. Cette différence est plus marquée pour les carabes émergents. Le type d'IAE influence donc bien l'activité-densité et la diversité des carabes présents ou émergents.

Enfin, la quatrième hypothèse n'est pas confirmée. Aucune relation n'a été démontrée entre le contexte paysager et l'abondance ou la diversité des carabes au sein des IAE

De nombreuses études sont encore nécessaires pour identifier toutes les caractéristiques des IAE qui favorisent la présence et l'émergence des carabes. Il serait intéressant d'approfondir l'analyse pour comprendre comment ces caractéristiques impactent le service de lutte biologique assuré par ces insectes. Par exemple, il serait pertinent d'étudier leurs déplacements à partir des IAE. Aussi, il serait judicieux d'examiner quels types d'IAE facilitent le déplacement des carabes dans les parcelles cultivées, contribuant ainsi à la régulation des adventices et des ravageurs de cultures. En ce qui concerne l'étude du contexte paysager, il serait également intéressant de l'étudier en prenant en considération l'hétérogénéité au sein des cultures environnantes. Holland et Luff (2000) affirment que les rotations ont une incidence sur l'efficacité des IAE. Il serait aussi important de savoir si la connectivité entre les IAE, au sein d'un paysage, permet d'accroître leur efficacité.

En conclusion, cette étude a démontré que les caractéristiques des IAE influencent directement les communautés de carabidés qui s'y développent. Pour optimiser la présence et l'émergence de carabes diversifiés dans les paysages agricoles, les IAE doivent être variées et suffisamment larges. Certaines doivent inclure une strate ligneuse, tandis que d'autres devraient présenter une hauteur de végétation herbacée élevée ou faible, afin de fournir des conditions microclimatiques diverses. Une telle diversité dans les communautés de carabes entraîne une gamme étendue de traits fonctionnels, ce qui améliore la régulation des ravageurs et des adventices. Par ailleurs, face aux changements climatiques, encourager des communautés de carabes diversifiées augmente leur capacité d'adaptation aux perturbations futures. Ces données ont été collectées pour approfondir la compréhension des avantages offerts par les IAE et pour guider les agriculteurs dans leur mise en place et leur gestion.

L'objectif est d'optimiser la présence et l'émergence des carabes, renforçant ainsi l'efficacité de la lutte biologique.

6 Bibliographie

- Aguilera G., Roslin T., Miller K., Tamburini G., Birkhofer K., Caballero-Lopez B., Lindstrom S.A.M., Ockinger E., Rundlof M., Rusch A., Smith H.G. & Bommarco R., 2020. Crop diversity benefits carabid and pollinator communities in landscapes with semi-natural habitats. *Journal of Applied Ecology*. **57**, 2170–2179, DOI:10.1111/1365-2664.13712.
- Alignier A., Raymond L., Deconchat M., Menozzi P., Monteil C., Sarthou J-P., Vialatte A. & Ouin A., 2014. The effect of semi-natural habitats on aphids and their natural enemies across spatial and temporal scales. *Biol. Control*. **77**, 76–82, DOI:10.1016/j.biocontrol.2014.06.006.
- Aviron S., Burel F., Baudry J. & Schermann N., 2005. Carabid assemblages in agricultural landscapes, impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **108**, 205–217, DOI:10.1016/j.agee.2005.02.004.
- Aviron S., Lalechère E., Duflot R., Parisey N. & Poggi S., 2018. Connectivity of cropped vs. semi-natural habitats mediates biodiversity: a case study of carabid beetles communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **268**, 34–43, DOI:10.1016/j.agee.2018.08.025.
- Ayre K., 2001. Effect of predator size and temperature on the predation of *Deroceras reticulatum* (Muller)(Mollusca) by carabid beetles. *Journal of Applied Entomology*. **125**, 389-395, DOI:10.1046/j.1439-0418.2001.00568.x.
- Benton TG., Vickery JA. & Wilson JD., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*. **18**, 182–188, DOI:10.1016/S01695347(03)00011-9.
- Bernardes M.F.F., Pazin M., Pereira L.C. & Dorta D.J., 2015. Impact of Pesticides on Environmental and Human Health. *Toxicology Studies - Cells, Drugs and Environment*. 195–233, DOI:10.5772/59710.
- Bertrand C., 2016. L'hétérogénéité spatiale et temporelle des paysages agricoles influence les auxiliaires généralistes des cultures et le potentiel de contrôle biologique des ravageurs. Dissertation doctorale. Université de Rennes, Rennes, France.
- Bertrand C., Burel F. & Baudry J., 2016. Spatial and temporal heterogeneity of the crop mosaic influences carabid beetles in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*. **31**(2), 451–466, DOI:10.1007/s10980-015-0259-4.
- Bianchi F.J.J.A., Booij C.J.H. & Tscharntke T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences*. **273**, 1715–1727, DOI:10.1098/rspb.2006.3530.
- Birkhofer K., Gavish-Regev E., Endlweber K. & Lubin Y.D., 2008. Cursorial Spiders Retard Initial Aphid Population Growth at Low Densities in Winter Wheat. *National Library of Medicine, National Center for Biotechnology Information*. **7**, DOI:10.1017/S0007485308006019.
- Blitzer E.J., Dormann C.F., Holzschuh A., Klein A.-M., Rand T.A. & Tscharntke T., 2012. Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **146**(1), 34–43, DOI:10.1016/j.agee.2011.09.005.

- Boetzl F. A., Schuele M., Krauss J. & Steffan-Dewenter I., 2020. Pest control potential of adjacent agri-environment schemes varies with crop type and is shaped by landscape context and within-field position. *Journal of Applied Ecology*. **57**(8), 1482-1493, DOI:10.1111/1365-2664.13653.
- Bohan D.A., Boursault A., Brooks D.A. & Petit S., 2011. National-Scale Regulation of the Weed Seedbank by Carabid Predators. *Journal of Applied Ecology*. **48**(4), 888-98, DOI:10.1111/j.1365-2664.2011.02008.x.
- Borowiec N., Fleisch A., Kreiter P., Tabone E., Malausa T., Fauvergue X., Quilici S. & Ris N., 2011. Lutte biologique classique et insectes phytophages. https://agritrop.cirad.fr/561835/1/document_561835.pdf , (01/03/2024).
- Brévault T. & Clouvel P., 2019. Pest Management: Reconciling Farming Practices and Natural Regulations. *Crop Protection. Cirad*. **115**, 1-6, DOI:10.1016/j.cropro.2018.09.003.
- Burel F. & Baudry J., 1999. *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*.
- Brust G.E., 1990. Direct and indirect effects of 4 herbicides on the activity of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). *Pesticide Sci*. **30**, 309–320.
- Cameron K. H. & Leather S. R., 2012. How good are carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of invertebrate abundance and order richness? *Biodiversity and Conservation*. **21**(3), 763–779.
- Carbonne B., Bohan D. A., Foffová H., Daouti E., Frei B., Neidel V., Saska P., Skuhrovec J. & Petit S., 2022. Direct and indirect effects of landscape and field management intensity on carabids through trophic resources and weeds. *Journal of Applied Ecology*. **59**(1), 176-187, DOI:10.1111/1365-2664.14043.
- Carbonne B., Petit S., Neidel S., Foffova H., Daouti E., Frei B., Skuhrovec J. & al. 2020. The Resilience of Weed Seedbank Regulation by Carabid Beetles, at Continental Scales, to Alternative Prey. *Scientific Reports*. **10**(1), DOI:10.1038/s41598-020-76305-w.
- Carcamo H.A. & Spence J.R., 1994. Crop type effects on the activity and distribution of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Environmental Entomology*. **23**, 684-692.
- Carvalho F. P., 2017. Pesticides, environment, and food safety. *Food and Energy Security*. **6**(2), 48-60, DOI:10.1002/fes3.108
- Chaplin-Kramer R., O'Rourke M.E., Blitzer E.J. & Kremen C., 2011. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*. **14**, 922-932, DOI:10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x (17/02/2024).
- Chiverton P.A., 1986. Predator density manipulation and its effects on polyphagous and aphid specific predators in spring barley. *Journal of Applied Entomology*. **109**, 49–60, DOI:10.1111/j.1744-7348.1986.tb03183.x
- Coulon F., 2023. Évaluation de la biodiversité des haies et des fonctions écosystémiques associées, Rapport du projet Resp'haies.

- Créqy N., 2021. Effet des pratiques agricoles et des infrastructures agroécologiques sur les communautés de carabes et d'araignées en lien avec le service de régulation des bioagresseurs en culture de blé. *Biodiversité et Ecologie*. ffdumas-03667651
- Daigneux B., 2017. Impact des infrastructures agricoles sur les communautés de Carabidae. <https://matheo.uliege.be/bitstream/2268.2/3373/4/Memoire-BOE-DAIGNEUX,B.pdf>
- Dainese M., Martin E.A., Aizen M. A., Albrecht M., Bartomeus I., Bommarco R. & Steffan-Dewenter I., 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances*. **5**, DOI:10.1126/sciadv.aax0121
- Dajoz R., 2002. The Coleoptera. Carabids and tenebrionids: ecology and biology. *Éditions Tec & Doc*.
- Diab A.H., 2012. Rôle du paysage sur la répartition et l'abondance des pucerons et de leurs prédateurs carabiques. *Biodiversité et Ecologie. Université de Rennes*. **1**, Français. ffNNT : ff. fftel-00794312f
- Donald P.F, Green R.E. & Heath M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. **268**, 25–29.
- Douglas M.R., Rohr J.R. & Tooker J.F., 2015. Neonicotinoid Insecticide Travels through a Soil Food Chain, Disrupting Biological Control of Non-Target Pests and Decreasing Soya Bean Yield. *Journal of Applied Ecology*. **52**(1), 250-60, DOI:10.1111/1365-2664.12372.
- Duflot R., Ernoult A., Aviron S., Fahrig L. & Burel F., 2017. Relative effects of landscape composition and configuration on multi-habitat gamma diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **241**, 62–69, DOI:10.1016/j.agee.2017. 02.035
- Dufrêne M., 1992. Biogéographie et écologie des communautés de Carabidae en Wallonie. Dissertation doctorale. Université catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, Belgique.
- Dufrêne M. & Desender K., 2006. L'érosion de la biodiversité : les carabides. Etat de l'Environnement wallon.
- Dunning J.B., Danielson B.J. & Pulliam H.R., 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*. **65**(1), 169, DOI:10.2307/3544901
- Edwards C.A., Sunderland K.D. & George K.S., 1979. Studies on polyphagous predators of cereal aphids. *Journal of Applied Ecology*. **16**, 811–823.
- Fahrig L., Baudry J., Brotons L., Burel F.G., Crist T.O., Fuller R.J., Sirami C., Siriwardena G.M. & Martin J.L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*. **14**, 101-112, DOI:10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x
- Foffova H., Zeljkovic S.C., Honěk A., Martinková Z., Tarkowski P. & Saska P., 2020. Which Seed Properties Determine the Preferences of Carabid Beetle Seed Predators? *Insects*. **11**(11), 757, DOI:10.3390/insects11110757.
- Ford A.T. & al. 2021. The role of behavioral ecotoxicology in environmental protection. *Environ. Sci. Technol.* **55**, 5620–5628.

- Forman R.T., 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*. **10**, 133-142.
- French B.W., Elliott N.C., Berberet R.C. & Burd J.D., 2001. Effects of riparian and grassland habitats on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in adjacent wheat fields. *Environmental Entomology*. **30**, 225–234.
- Gagic V., Hänke S., Thies C., Scherber C., Tomanović Ž. & Tschardt T., 2012. Agricultural intensification and cereal aphid–parasitoid–hyperparasitoid food webs: network complexity, temporal variability and parasitism rates. *Oecologia*. **170**, 1099–1109, DOI:10.1007/s00442-012-2366-0
- Geiger F., Wäckers F. & Bianchi F., 2009. Hibernation of predatory arthropods in seminatural habitats. *BioControl*. **54**(8), 529-35, DOI:10.1007/s10526-008-9206-5
- Gliessman S.R., 1997. Agroecology: Ecological processes in agriculture. Michigan. *Ann Arbor Press*
- Greenslade P., 1964. Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *The Journal of Animal Ecology*. 301-310.
- Haan N.L., Zhang Y. & Landis D.A., 2019. Predicting landscape configuration effects on agricultural pest suppression. *Trends in Ecology & Evolution*. **35**(2), 175–186, DOI:10.1016/j.tree.2019.10.003
- Helenius J., 1990. Effect of Epigeal Predators on Infestation by the Aphid *Rhopalosiphum Padi* and on Grain Yield of Oats in Monocrops and Mixed Intercrops. *Entomologia Experimentalis et Applicata*. **54**(3), 225-36, DOI:10.1111/j.1570-7458.1990.tb01333.x
- Holland J.M., 2002. The agroecology of carabid beetles. *Intercept Limited*.
- Holland J.M. & Luff M.L., 2000. The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. *Integrated Pest Management Reviews*. **5**, 109-129.
- Holland J. M. & Birkett T., Southway S., 2009. Contrasting the Farm-Scale Spatio-Temporal Dynamics of Boundary and Field Overwintering Predatory Beetles in Arable Crops. *BioControl*. **54**(1), 19-33, DOI:10.1007/s10526-008-9152-2.
- Jansen M.J.W. & Metz J.A.J., 1979. How Many Victims Will a Pitfall Make? *Acta Biotheoretica*. **28**(2), 98-122, DOI:10.1007/BF00046807.
- Jonsson M., Straub C.S., Didham R.K., Buckley H.L., Case B.S., Hale R.J., Gratton C. & Wratten S.D., 2015. Experimental evidence that the effectiveness of conservation biological control depends on landscape complexity. *J. Appl. Ecol.* **52**, 1274–1282, DOI:10.5061/dryad.jh3bq.
- Karp D.S., Chaplin-Kramer R., Meehan T.D., Martin E.A., DeClerck F., Grab H. & Zou Y. I., 2018. Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. **115**, E7863–E7870, DOI:10.1073/pnas.1800042115.
- Knapp M. & Řezáč M., 2015. Even the smallest son-crop habitat islands could be beneficial: distribution of carabid beetles and spiders in agricultural landscape. *PLoS One* 1–20.

- Koivula M.J., 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. *ZooKeys*. **100**, 287–317.
- Kotze D.J., Brandmayr P., Casale A., Dauffy-Richard E., Dekoninck W., Koivula M.J., Lövei G.L., Mossakowski D., Noordijk J., Paarmann W., Pizzolotto R., Saska P., Schwerk A., Serrano J., Szyszko J., Taboada A., Turin H., Venn S., Vermeulen R. & Zetto T., 2011. Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. In : Kotze DJ, Assmann T, Noordijk J, Turin H, Vermeulen R (Eds) Carabid Beetles as Bioindicators: Biogeographical, *Ecological and Environmental Studies*. *ZooKeys*. **100**, 55–148, DOI:10.3897/zookeys.100.1523
- Kromp B., 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **74**, 187-228.
- Kunkel B.A., Held D. W. & Potter D. A., 2001. Lethal and Sublethal Effects of Bendiocarb, Halofenozide, and Imidacloprid on *Harpalus Pennsylvanicus* (Coleoptera: Carabidae) Following Different Modes of Exposure in Turfgrass. *Journal of Economic Entomology*. **94**(1), 60-67, DOI:10.1603/0022-0493-94.1.60.
- Landis D.A., Wratten S.D. & Gurr G.M., 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual review of entomology*. **45**(1), 175-201, DOI:10.1146/annurev.ento.45.1.175.
- Larsen A.E. & Noack F., 2020. Impact of local and landscape complexity on the stability of field-level pest control. *Nat. Sustain.* **4**, 120–128, DOI:10.1038/s41893-020- 00637-8.
- Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.P. & Trommetter M., 2008. Valoriser les synergies. *Agriculture et biodiversité*. https://oatao.univ-toulouse.fr/16331/1/LeRoux_16331.pdf
- Liliana J., 2007. Étude des risques liés à l'utilisation des pesticides organochlorés et impact sur l'environnement et la santé humaine. Sciences de la Terre. Université Claude Bernard - Lyon I, 2007. Français. ffNNT : ff. fftel-00330431f
- Lindroth C.H., 1985. The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologia Scandinavica*. **15**(1).
- Lövei G.L. & Sunderland K.D., 1996. Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology*. **41**, 231-256.
- Luebke Al Hussein, M. (Universitaet Halle Wittenberg (Allemagne) Landwirtschaftliche Fakultaet, & H. Triltsch. 1994. « Some Aspects about Polyphagous Arthropods as Antagonists of Aphids in Cereal Fields ». *Bulletin OILB SROP, France. OILB*. <https://agris.fao.org/agrissearch/search.do?recordID=FR9501363>.
- Magura T., Nagy D. & Tóthmérész B., 2013. Rove beetles respond heterogeneously to urbanization. *Journal of Insect Conservation*, **17**(4), 715–724.

- Maisonhaute J.E., Peres-Neto P. & Lucas E., 2010. Influence of agronomic practices, local environment and landscape structure on predatory beetle assemblage. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **139**, 500-507.
- Mansion-Vaquié A, Ferrante M., Cook S.M., Pell J.K. & Lövei G., 2017. Manipulating field margins to increase predation intensity in fields of winter wheat (*Triticum aestivum*). *Journal of Applied Entomology*. **141**(11), 600-611, DOI:10.1111/jen.12385.
- Marrec R., Caro G., Miguet P., Badenhausser I., Plantegenest M., Vialatte A., Bretagnolle V. & Gauffre B., 2017. Spatiotemporal dynamics of the agricultural landscape mosaic drives distribution and abundance of dominant carabid beetles, DOI:10.1007/s109800170576x
- Martin E.A., Dainese M., Clough Y., Báldi A., Bommarco R., Gagic V. & Steffan-Dewenter I., 2019. The interplay of landscape composition and configuration: New pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology Letters*. **22**, 1083–1094, DOI:10.1111/ele.13265.
- Menalled F. D., Smith R. G., Dauer J. T. & Fox T. B., 2007. Impact of agricultural management on carabid communities and weed seed predation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **118**(1–4), 49–54.
- Mesmin X., Cortesero A.M., Daniel L., Plantegenest M., Faloya V. & Le Ralec A., 2020. Influence of Soil Tillage on Natural Regulation of the Cabbage Root Fly *Delia radicum* in Brassicaceous Crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **293**(05), DOI:10.1016/j.agee.2020.106834
- Metzger J.P., 2008. Perspectives based on the 2007 IALE world congress. *Landscape Ecology*. **23**, 501-504.
- Michelangeli M., Martin J. M., Pinter-Wollman N., Loannou C.C., McCallum E.S., Bertram M.G. & Brodin T., 2022. Predicting the impacts of chemical pollutants on animal groups. 789-799.
- Moss B., 2008. Water pollution by agriculture. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B: Biol. Sci.* **363**, 659–666.
- Mounier A., 2021. Étude de l'influence des carabes dans la régulation des pucerons sur quatre systèmes d'agriculture.
- Nash M.A., Thomson L.J. & Hoffmann A.A., 2008. Effect of remnant vegetation, pesticides, and farm management on abundance of the beneficial predator *Notonomus gravis* (Chaudoir) (Coleoptera: Carabidae). *Biological Control*. **46**(2), 83–93.
- Neumann J.L., Griffiths G.H., Hoodless A. & Holloway G.J., 2016. The compositional and configurational heterogeneity of matrix habitats shape woodland carabid communities in wooded-agricultural landscapes. *Landscape Ecology*. **31**, 301–315, DOI:10.1007/s10980-015-0244-y.
- Öberg S., 2009. Influence of landscape structure and farming practice on body condition and fecundity of wolf spiders. *Basic and Applied Ecology*. **10**, 614–621, DOI:10.1016/j.baae.2009.03.005.
- Östman Ö., 2004. The relative effects of natural enemy abundance and alternative prey abundance on aphid predation rates. *Biological Control*. **30**, 281-287.
- Östman O., Ekbom B., Bengtsson J. & Weibull A.C., 2001. *Ecological Applications*. **11**(2), 480-488.

- Pecheur E., Piqueray J., Monty A., Dufrêne M. & Mahy G., 2020. The influence of ecological infrastructures adjacent to crops on their carabid assemblages in intensive agroecosystems, DOI:10.7717/peerj.8094
- Petit S. & Burel F., 1998. Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network, DOI:10.1016/S0764-4469(97)89626-6.
- Phillips I.D. & Cobb T.P., 2005. Effects of habitat structure and lid transparency on pitfall catches. *Environ. Entomol.* **34**, 875-882.
- Potts S.G. & al., 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol. Evol.* **25**, 345–353.
- Prasifka J.R., Lopez M.D., Hellmich R.L. & Prasifka P.L., 2008. Effects of Insecticide Exposure on Movement and Population Size Estimates of Predatory Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae). *Pest Management Science.* **64**(1), 30-36, DOI:10.1002/ps.1460.
- Pretty J., 2008. Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Philos. Trans. R. Soc. B.* **363**, 447–465.
- Purvis G. & Fadl A., 2002. The influence of cropping rotations and soil cultivation practice on the population ecology of carabids (Coleoptera: Carabidae) in arable land. *Pedobiologia.* **46**, 452–474.
- Raderschall C.A., Bommarco R., Lindstrom S.A.M. & Lundin O., 2021. Landscape crop diversity and semi-natural habitat affect crop pollinators, pollination benefit and yield. *Agric. Ecosyst. Environ.* **306**, 107-189, DOI:10.1016/j.agee.2020.107189
- Rand T.A., Tylianakis J.M. & Tscharrntke T., 2006. Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecology Letters.* **9**, 603-614.
- Redlich S., Martin E.A. & Steffan-Dewenter I., 2018. Landscape-level crop diversity benefits biological pest control. *Journal of Applied Ecology.* **55**, 2419–2428, DOI:10.1111/1365-2664.13126.
- Ricci B., Lavigne C., Alignier A., Aviron S., Biju-Duval L., Bouvier J.C., Choisis J.P. & al., 2019. Local pesticide use intensity conditions landscape effects on biological pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences.* **286**, 1904, DOI:10.1098/rspb.2018.2898.
- Roger J.L., Jambon O., Bouger G., 2013. Clé de détermination des carabidés. Paysages agricoles du Nord-Ouest de la France.
- Rouabah A., 2015. Effets de la gestion des bandes enherbées sur le contrôle biologique des ravageurs de cultures : rôle de la diversité fonctionnelle des carabes (Coleoptera : Carabidae) et de la structure végétale. Sciences agricoles. Université de Lorraine.
- Rusch A., Bommarco R., Jonsson M., Smith H.G. & Ekbom B., 2013. Flow and stability of natural pest control services depend on complexity and crop rotation at the landscape scale. *Journal of Applied Ecology.* **50**, 345–354, DOI:10.1111/1365-2664.12055
- Rusch A., Chaplin-Kramer R., Gardiner M.M., Hawro V., Holland J., Landis D., Thies C., Tscharrntke T., Weisser W.W., Winqvist C., Woltz M. & Bommarco R., 2016. Agricultural landscape simplification reduces

- natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **221**, 198–204, DOI:10.1016/j.agee.2016.01.039.
- Rusch A., Valantin-Morison M., Sarthou J.-P. & Roger-Estrade J., 2010. 6 Biological Control of Insect Pests in Agroecosystems: Effects of Crop Management, Farming Systems, and SeminatURAL Habitats at the Landscape Scale: A Review. *Advances in agronomy*. 109, 219.
- Saaristo M. & al., 2018. Direct and indirect effects of chemical contaminants on the behaviour, ecology and evolution of wildlife. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **285**, 20181297.
- Sarthou J.P., 2016. Infrastructure agroécologique : Définition. *INRAE. Dictionnaire d'Agroécologie*, DOI:10.17180/q9h6-f326.
- Saussure S., 2010. Dynamique saisonnière d'une population de carabes auxiliaires de cultures (*Pterostichus melanarius*) et régulation biologique dans une mosaïque de cultures et d'éléments non cultivés. *Institut National d'Etudes Supérieures Agronomiques de Montpellier. Montpellier SupAgro, FRA.* <https://hal.science/hal-01458610>
- Savary S., Willocquet L., Pethybridge S.J., Esker P., McRoberts N. & Nelson A., 2019. The Global Burden of Pathogens and Pests on Major Food Crops. *Nature Ecology & Evolution*. **3**(3), 430, DOI:10.1038/s41559-018-0793-y.
- Schellhorn N.A., Gagic V. & Bommarco R., 2015. Time will tell: resource continuity bolsters ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*. **30**(9), 524–530, DOI:10.1016/j.tree.2015.06.007
- Schmidt M.H., Thies C. & Tscharrntke T., 2004. Landscape context of arthropod biological control. *Ecological engineering for pest management: advances in habitat manipulation for arthropods*. 55-63.
- Seibold S., Gossner M.M., Simons N.K. & al., 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*. **574**, 671–674, DOI:10.1038/s41586-019-1684-3
- Sereda E., Wolters V. & Birkhofer K., 2015. Addition of Crop Residues Affects a Detritus-Based Food Chain Depending on Litter Type and Farming System. *Basic and Applied Ecology*. **16**(8), 746-754, DOI:10.1016/j.baae.2015.07.005.
- Shearin A.F. & al., 2007. Direct effects of tillage on the activity density of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) Weed Seed Predators. *Environmental Entomology*. **36**(5), 1140–1146.
- Sirami C., Gross N., Baillod A.B., Bertrand C., Carrié R., Hass A. & Fahrig, L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. **116**, 16442–16444, DOI:10.1073/pnas.1906419116.
- Sunderland K. & Samu F., 2000. Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomol. Exp. Appl.* **95**, 1–13, DOI: 10.1046/j.1570-7458.2000.00635.x
- Symondson W., Sunderland K. & Greenstone M., 2002. Can generalist predators be effective biocontrol agents? *Annual review of entomology*. **47**, 561-594.

- Tenailleau M., Dor C. & Maillet-Mezeray J., 2011. Les entomophages en grandes cultures : diversité, service rendu et potentialités des habitats. *ARVALIS Institut du végétal - Projet CASDAR*.
- Termeau N., 2023. Comment accompagner le développement d'agricultures favorables aux infrastructures agroécologiques sur le territoire ? Infrastructures agroécologiques et biodiversité : quel constat et quel accompagnement des agriculteurs sur le territoire ? *Sciences Eaux & Territoires*. **40**, DOI:10.20870/Revue-SET.2022.40.7329.
- Thiele H.U., 1997. Carabid Beetles in Their Environments: A Study on Habitat Selection by Adaptations in Physiology and Behaviour. *Springer Science & Business Media*.
- Thies C., Roschewitz I. & Tscharrntke T., 2005. The landscape context of cereal aphid–parasitoid interactions. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. **272**, 203-210.
- Thies C., Steffan-Dewenter I. & Tscharrntke T., 2003. Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. *Oikos*. **101**, 18-25.
- Thies C., Steffan-Dewenter I. & Tscharrntke T., 2008. Interannual landscape changes influence plant–herbivore–parasitoid interactions. *Agric Ecosyst Environ*. **125**, 266–268.
- Thies C. & Tscharrntke T., 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science*. **285**, 893-895.
- Thomas C. & Jepson P., 1997. Field-scale effects of farming practices on linyphiid spider populations in grass and cereals. *Entomologia Experimentalis et Applicata*. **84**, 59-69.
- Thorbek P. & Bilde T., 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. *Journal of Applied Ecology*. **41**, 526-538.
- Tilman D. & al., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*. **292**, 281–284.
- Tooming E., 2017. The Sublethal Effects of Neurotoxic Insecticides on the Basic Behaviours of Agriculturally Important Carabid Beetles. Thesis, Eesti Maaülikool. <https://dspace.emu.ee//handle/10492/3735>.
- Topping C.J. & Luff M.L., 1995. Three factors affecting the pitfall trap catch of linyphiid spiders (Araneae: Linyphiidae). *Bull. Br. Arachnol. Soc.* **10**(1), 35–38.
- Tougeron K., Couthois E., Marrec R., Barascou L. & al., 2022. Multi-scale approach to biodiversity proxies of biological control service in European farmlands, *Science of the Total Environment*, DOI:10.1016/j.scitotenv.2022.153569.
- Tscharrntke T., Clough Y., Wanger T.C. & al., 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biol. Conserv.* **151**, 53–59.
- Tscharrntke T., Klein A.M., Kruess A., Steffan-Dewenter I. & Thies C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – Ecosystem service management. *Ecology Letters*. **8**, 857–874, DOI:10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x

- Tscharntke T., Tylianakis J.M., Rand T.A., Didham R.K., Fahrig L., Batary P., Bengtsson J., Clough Y., Crist T.O. & Dormann C.F., 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes-eight hypotheses. *Biol Rev.* **87**, 661–685.
- Tudi M., Daniel Ruan H., Wang L., Lyu J., Sadler R., Connell D., Chu C. & Phung D.T., 2021. Agriculture Development, Pesticide Application and Its Impact on the Environment. *Int. J. Environ. Res. Public Health.* **18**, 1112, DOI:10.3390/ijerph18031112.
- Van Alebeek F.A.N., Kamstra J.H., Kruistum G. & Visser A.J., 2006. Improving natural pest suppression in arable farming: field margins and the importance of ground dwelling predators. *International Organization for Biological Control/West Palearctic Regional section Bulletin.* **29**(6), 137–140.
- Van Toor R.F., 2006. The Effects of Pesticides on Carabidae (Insecta Coleoptera) Predators of Slugs (Mollusca Gastropoda) Literature Review. *New Zealand Plant Protection.* **59**(08), 208-216, DOI:10.30843/nzpp.2006.59.4543.
- Varchola J.M. & Dunn J.P., 1999. Changes in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in farming systems bordered by complex or simple roadside vegetation. *Agriculture, ecosystems & environment.* **73**(1), 41–49.
- Vasseur C., Joannon A., Aviron S., Burel F., Meynard J.M. & Baudry J., 2013. The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? *Agriculture, Ecosystems & Environment.* **166**, 3-14.
- Veres A., Petit S., Conord C. & Lavigne C., 2013. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? *Agriculture, Ecosystems & Environment.* **166**, 110-117.
- Villeneuve A., 2015. Mise au point d'un protocole de caractérisation de la flore et de l'entomofaune des bandes fleuries.
- von Berg K., Thies C., Tscharntke T. & Scheu S., 2009. Cereal aphid control by generalist predators in presence of belowground alternative prey: complementary predation as affected by prey density. *Pedobiologia.* **53**.
- Winder L., 1990. Predation of the cereal aphid *Sitobion avenae* by polyphagous predators on the ground. *Ecological Entomology.* **15**, 105-110.
- Winder L., Colin J.A., Holland J.M., Symondson W.O.C., Perry J. & Woolley C., 2005. Predatory Activity and Spatial Pattern: The Response of Generalist Carabids to Their Aphid Prey. *Journal of Animal Ecology.* **74**(3), 443-54, DOI:10.1111/j.1365-2656.2005.00939.x
- Wissinger S.A., 1997. Cyclic colonization in predictably ephemeral habitats: a template for biological control in annual crop systems. *Biological Control.* **10**, 4-15.
- Zaller J.G., Moser D., Drapela T., Schmöger C. & Frank T., 2008. Insect pests in winter oilseed rape affected by field and landscape characteristics. *Basic Appl. Ecol.* **9**, 682-690.

7 Annexes

Annexe 1 : Test de Kruskal-wallis des indices de Shannon, de Simpson et la diversité spécifique en fonction de la hauteur de la végétation herbacée, par type de piège.

Pièges Barber	Chi-squared	df	p-value
Shannon ~ Hauteur	1,004	2	0,6053
Simpson ~ Hauteur	1,4009	2	0,4964
Diversité spécifique ~ Hauteur	0,35704	2	0,8365
Pièges à émergence			
Shannon ~ Hauteur	0,28234	2	0,8683
Simpson ~ Hauteur	1,8356	2	0,3994
Diversité spécifique ~ Hauteur	0,065616	2	0,9677

Annexe 2 : Modèle linéaire mixte entre les indices de diversité spécifique et la largeur des infrastructures agroécologiques, pour les pièges Barber.

Pièges Barber			
Shannon~Largeur	Estimate	std. error	t value
Intercept	1,45246	0,27381	5,305
Largeur	0,02537	0,03082	0,823
Semaine2	0,08997	0,17496	0,514
Semaine3	-0,33775	0,17973	-1,879
Simpson~Largeur			
Intercept	0,635648	0,095322	6,668
Largeur	0,006185	0,010582	0,584
Semaine2	0,056379	0,068443	0,824
Semaine3	-0,048203	0,070222	-0,686
Diversité spécifique~Largeur			
Intercept	8,9178	1,6823	5,301
Largeur	0,3186	0,1882	1,693
Semaine2	-1,9352	1,1356	-1,704
Semaine3	-5,8421	1,1659	-5,011

Annexe 3 : Modèle linéaire mixte entre les indices de diversité spécifique et la largeur des infrastructures agroécologiques, pour les pièges à émergence.

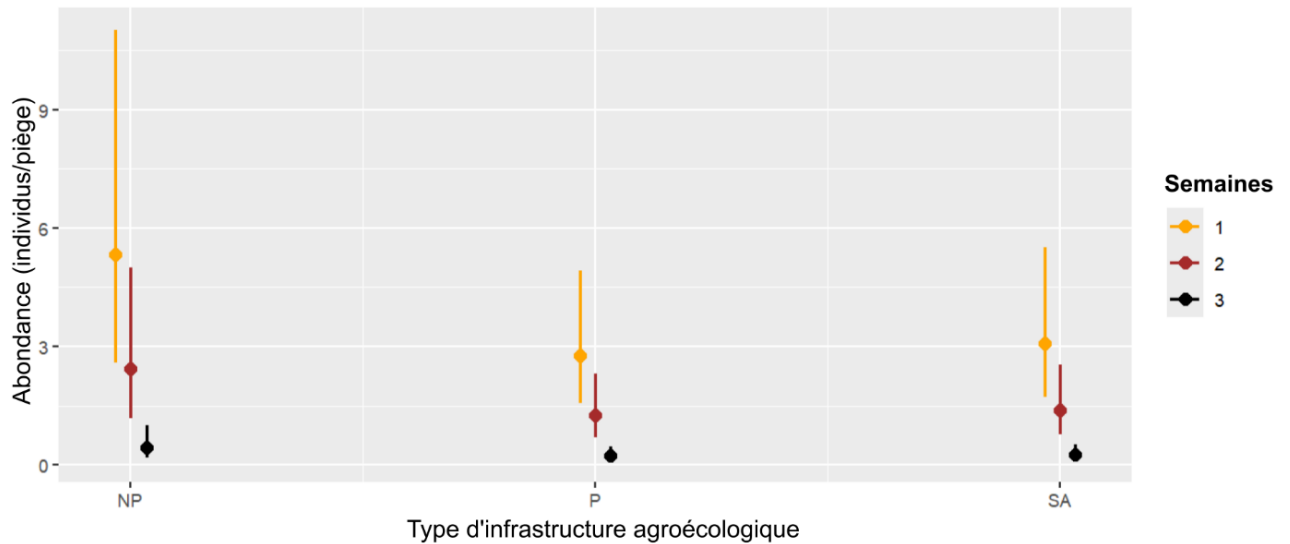
Pièges à émergences			
Shannon~Largeur	Estimate	std. error	t value
Intercept	1,35854	0,17464	7,779
Largeur	0,02506	0,01862	1,345
Semaine2	-0,35867	0,15577	-2,303
Semaine3	-1,47353	0,15931	-9,25
Simpson~Largeur			
Intercept	0,740688	0,139431	5,312
Largeur	-0,005691	0,014498	-0,393
Semaine2	-0,057309	0,135902	-0,422
Semaine3	-0,239916	0,138748	-1,729
Diversité spécifique~Largeur			
Intercept	5,4715	0,9797	5,585
Largeur	0,1483	0,1086	1,366
Semaine2	-2,3585	0,7124	-3,311
Semaine3	-5,7515	0,7308	-7,87

Annexe 4 : Modèle linéaire généralisé entre l'abondance et le type d'infrastructures agroécologiques, pour les pièges à émergence.

Pièges à émergence	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	1,1234	0,2977	3,774	0,000161
NP	0,5511	0,4652	1,185	0,236154
P	-0,1003	0,409	-0,245	0,806211
Semaine2	-0,7876	0,1356	-5,807	6,36E-09
Semaine3	-2,4989	0,2437	-10,256	<2E-16

Annexe 5 : Abondance des carabes émergents en fonction de la semaine de relevés et du type d'infrastructures agroécologiques. « NP » représente les bandes enherbées non pérennes, « P » les bandes enherbées pérennes et « SA » les bandes enherbées avec une strate arbustive.

Effets du type d'infrastructure agroécologique et des semaines sur l'abondance des carabes émergents



Annexe 6 : ANOVA entre les indices de Shannon et les diversités spécifiques, en fonction du type d'infrastructures agroécologiques, pour les pièges Barber.

Pièges Barber					
Shannon~IAE	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-value	P-value
IAE	2	0,529	0,2647	0,832	0,444
Residualss	33	10,504	0,3183		
Diversité spécifique~IAE					
IAE	2	49,2	24,61	1,446	0,25
Residualss	33	561,7	17,02		

Annexe 7 : Test de Kruskal-Wallis entre les indices de Simpson en fonction du type d'infrastructures agroécologiques, pour les pièges Barber.

Pièges Barber	Chi-squared	df	p-value
Simpson~IAE	3,1657	2	0,2054

Annexe 8 : Test de Kruskal-Wallis entre la diversité spécifique, les indices de Shannon et de Simpson, et le type d'infrastructures agroécologiques, pour les pièges à émergence.

Pièges à émergence	Chi-squared	df	p-value
Shannon~IAE	0,9169	2	0,6323
Simpson~IAE	2,6932	2	0,2601
Diversité spécifique~IAE	1,6227	2	0,4443

Annexe 9 : Tableau reprenant les espèces retrouvées dans un ou plusieurs types d'IAE, pour les pièges Barber.

Barber		
P	NP	SA
<i>Agonum viduum</i>	/	/
<i>Amara lunicollis</i>	/	/
<i>Badister unipustulatus</i>	/	/
<i>Chlaeniellus nigricornis</i>	/	/
<i>Notiophilus biguttatus</i>	/	/
<i>Ophonus puncticeps</i>	/	/
<i>Parophonus malunicornis</i>	/	/
/	<i>Amara apricaria</i>	/
/	<i>Amara communis</i>	/
/	<i>Amara montivaga</i>	/
/	<i>Anisodactylus binotatus</i>	/
/	<i>Harpalus honestus</i>	/
/	<i>Pterostichus nigrita</i>	/
/	<i>Pterostichus strenuus</i>	/
/	<i>Trechus rubens</i>	/
/	/	<i>Abax parallelus</i>
/	/	<i>Abax parallelepipedus</i>
/	/	<i>Badister bullatus</i>
/	/	<i>Badister peltatus</i>
/	/	<i>Carabus auratus</i>
/	/	<i>Harpalus atratus</i>
/	/	<i>Laemostenus terricola</i>
/	/	<i>Leistus ferrugineus</i>
/	/	<i>Leistus fulvibarbis</i>
/	/	<i>Notiophilus palustris</i>
/	/	<i>Notiophilus rufipes</i>
/	/	<i>Panagaeus bipustulatus</i>
/	/	<i>Pedius longicornis</i>
/	/	<i>Pterostichus anthracinus</i>
<i>Harpalus distinguendus</i>	<i>Harpalus distinguendus</i>	/
<i>Pseudophonus rufipes</i>	<i>Pseudophonus rufipes</i>	/
<i>Amara eurynota</i>	/	<i>Amara eurynota</i>
<i>Amara familiaris</i>	/	<i>Amara familiaris</i>
<i>Calathus fuscipes</i>	/	<i>Calathus fuscipes</i>
<i>Clivina fossor</i>	/	<i>Clivina fossor</i>
<i>Microlestes maurus</i>	/	<i>Microlestes maurus</i>
<i>Nebria salina</i>	/	<i>Nebria salina</i>
<i>Notiophilus quadripunctatus</i>	/	<i>Notiophilus quadripunctatus</i>
<i>Pterostichus madidus</i>	/	<i>Pterostichus madidus</i>
/	<i>Pterostichus melanarius</i>	<i>Pterostichus melanarius</i>
/	<i>Pterostichus vernalis</i>	<i>Pterostichus vernalis</i>
<i>Agonum muelleri</i>	<i>Agonum muelleri</i>	<i>Agonum muelleri</i>
<i>Amara aena</i>	<i>Amara aena</i>	<i>Amara aena</i>

<i>Amara ovata</i>	<i>Amara ovata</i>	<i>Amara ovata</i>
<i>Amara similata</i>	<i>Amara similata</i>	<i>Amara similata</i>
<i>Anchomenus dorsalis</i>	<i>Anchomenus dorsalis</i>	<i>Anchomenus dorsalis</i>
<i>Bembidion quadriculatum</i>	<i>Bembidion quadriculatum</i>	<i>Bembidion quadriculatum</i>
<i>Harpalus affinis</i>	<i>Harpalus affinis</i>	<i>Harpalus affinis</i>
<i>Harpalus rubripes</i>	<i>Harpalus rubripes</i>	<i>Harpalus rubripes</i>
<i>Loricera pilicornis</i>	<i>Loricera pilicornis</i>	<i>Loricera pilicornis</i>
<i>Metallina lampros</i>	<i>Metallina lampros</i>	<i>Metallina lampros</i>
<i>Metallina properans</i>	<i>Metallina properans</i>	<i>Metallina properans</i>
<i>Microlestes minutulus</i>	<i>Microlestes minutulus</i>	<i>Microlestes minutulus</i>
<i>Nebria brevicollis</i>	<i>Nebria brevicollis</i>	<i>Nebria brevicollis</i>
<i>Ocydromus tetracolus</i>	<i>Ocydromus tetracolus</i>	<i>Ocydromus tetracolus</i>
<i>Phyla obtusa</i>	<i>Phyla obtusa</i>	<i>Phyla obtusa</i>
<i>Poecilus cupreus</i>	<i>Poecilus cupreus</i>	<i>Poecilus cupreus</i>
<i>Trechus quadristriatus</i>	<i>Trechus quadristriatus</i>	<i>Trechus quadristriatus</i>

Annexe 10 : Tableau reprenant les espèces retrouvées dans un ou plusieurs types d'IAE, pour les pièges à émergence.

Émergence		
Pérenne	Non pérenne	Haie
<i>Acupalpus meridianus</i>	/	/
<i>Amara lunicollis</i>	/	/
<i>Calathus fuscipes</i>	/	/
<i>Leistus ferrugineus</i>	/	/
<i>Microlestes maurus</i>	/	/
<i>Notiophilus palustris</i>	/	/
<i>Ocydromus tetracolus</i>	/	/
<i>Parastachys bistriatus</i>	/	/
<i>Phyla obtusa</i>	/	/
<i>Trechus rubens</i>	/	/
/	<i>Amara apricaria</i>	/
/	<i>Amara lucida</i>	/
/	<i>Harpalus affinis</i>	/
/	<i>Pterostichus vernalis</i>	/
/	<i>Stomis pumicatus</i>	/
/	/	<i>Agonum afrum</i>
/	/	<i>Agonum viduum</i>
/	/	<i>Asaphidion flavipes</i>
/	/	<i>Metallina properans</i>
/	/	<i>Ophonus puncticeps</i>
/	/	<i>Pedius longicornis</i>
/	/	<i>Pterostichus madidus</i>
/	/	<i>Pterostichus melanarius</i>
/	/	<i>Stenolophus teutonius</i>
<i>Loricera pilicornis</i>	<i>Loricera pilicornis</i>	/
<i>Paradromius linéaris</i>	<i>Paradromius linéaris</i>	/

<i>Agonum muelleri</i>	/	<i>Agonum muelleri</i>
<i>Amara montivaga</i>	/	<i>Amara montivaga</i>
<i>Microlestes minutulus</i>	/	<i>Microlestes minutulus</i>
<i>Notiophilus quadripunctatus</i>	/	<i>Notiophilus quadripunctatus</i>
<i>Trechus quadristriatus</i>	/	<i>Trechus quadristriatus</i>
/	<i>Demetrias atricapillus</i>	<i>Demetrias atricapillus</i>
/	<i>Harpalus rubripes</i>	<i>Harpalus rubripes</i>
/	<i>Nebria salina</i>	<i>Nebria salina</i>
<i>Amara aena</i>	<i>Amara aena</i>	<i>Amara aena</i>
<i>Amara familiaris</i>	<i>Amara familiaris</i>	<i>Amara familiaris</i>
<i>Amara similata</i>	<i>Amara similata</i>	<i>Amara similata</i>
<i>Anchomenus dorsalis</i>	<i>Anchomenus dorsalis</i>	<i>Anchomenus dorsalis</i>
<i>Bembidion quadriculatum</i>	<i>Bembidion quadriculatum</i>	<i>Bembidion quadriculatum</i>
<i>Metallina lampros</i>	<i>Metallina lampros</i>	<i>Metallina lampros</i>
<i>Nebria brevicollis</i>	<i>Nebria brevicollis</i>	<i>Nebria brevicollis</i>
<i>Poecilus cupreus</i>	<i>Poecilus cupreus</i>	<i>Poecilus cupreus</i>

Annexe 11 : Régression linéaire entre les indices de Shannon et de Simpson, et l'activité-densité, par type de piège.

Pièges Barber				
Shannon paysage	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	1,16576	0,21609	5,395	0,000218
Activité-densité	-0,02619	0,02329	-1,124	0,284767
Simpson paysage				
Intercept	0,60942	0,1251	4,871	0,000494
Activité-densité	-0,01288	0,01348	-0,956	0,35976
Pièges à émergence				
Shannon paysage	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	0,81853	0,16895	4,845	0,000515
Activité-densité	0,05796	0,06754	0,858	0,409131
Simpson paysage				
Intercept	0,41778	0,09531	4,383	0,00109
Activité-densité	0,03822	0,0381	1,003	0,3373

Annexe 12 : Régression linéaire entre les indices d'hétérogénéité du paysage et les indices de diversité en espèces, par type de piège.

Pièges Barber				
Shannon paysage	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	6,92308	2,39303	2,893	0,0146
Shannon diversité	0,01099	0,30149	0,036	0,9716
Simpson paysage				
Intercept	6,0385	2,3705	2,547	0,0271
Shannon diversité	0,1374	0,2987	0,46	0,6545
Shannon paysage				
Intercept	6,38462	2,38391	2,678	0,0215
Simpson diversité	0,08791	0,30034	0,293	0,7752
Simpson paysage				
Intercept	5,6154	2,3459	2,394	0,0356
Simpson diversité	0,1978	0,2956	0,669	0,5171
Pièges à émergence				
Shannon paysage	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	1,0243	0,5435	1,884	0,0862
Shannon diversité	-0,1088	0,7138	-0,152	0,8816
Simpson paysage				
Intercept	0,52666	0,31035	1,697	0,118
Shannon diversité	-0,03601	0,40757	-0,088	0,931
Shannon paysage				
Intercept	1,0243	0,5435	1,884	0,0862
Simpson diversité	-0,1088	0,7138	-0,152	0,8816
Simpson paysage				
Intercept	0,52666	0,31035	1,697	0,118
Simpson diversité	-0,03601	0,40757	-0,088	0,931

Annexe 13 : Régression linéaire entre les indices d'abondance et de diversité des carabes, et le pourcentage de cultures présentes dans un rayon de 1 km, par type de piège.

Pièges Barber				
% culture	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	5,57745	4,55397	1,225	0,246
Activité-densité	0,04566	0,06858	0,666	0,519
% culture				
Intercept	2,0282	0,50666	4,003	0,00208
Shannon diversité	-0,00119	0,00763	-0,156	0,87891
% culture				
Intercept	0,77839	0,159617	4,877	0,00049
Simpson diversité	-0,000426	0,002404	-0,177	0,86257
Pièges à émergence				
% culture	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	4,02466	1,52926	2,632	0,0233
Abondance	-0,02921	0,02303	-1,268	0,2309
% culture				
Intercept	1,172979	0,443706	2,644	0,0228
Shannon diversité	0,00838	0,006682	1,254	0,2358
% culture				
Intercept	0,58221	0,154375	3,771	0,00309
Simpson diversité	0,00259	0,002325	1,114	0,28894

Annexe 14 : Régression linéaire entre les indices d'abondance et de diversité des carabes, et le pourcentage de forêts présentes dans un rayon de 1 km, par type de piège.

Pièges Barber				
% Forêt	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	8,99089	2,01161	4,469	0,000948
Activité-densité	-0,03532	0,12668	-0,279	0,785529
% Forêt				
Intercept	1,880262	0,218945	8,588	3,31E-06
Shannon diversité	0,005363	0,013788	0,389	0,705
% Forêt				
Intercept	0,7532759	0,0694663	10,844	3,27E-07
Simpson diversité	-0,0001774	0,0043745	-0,041	0,968
Pièges à émergence				
% Forêt	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	1,8216	0,7022	2,594	0,025
Abondance	0,02405	0,04422	0,544	0,597
% Forêt				
Intercept	1,84087	0,20098	9,16	1,76E-06
Shannon diversité	-0,0096	0,01266	-0,759	0,464
% Forêt				
Intercept	0,803056	0,06807	11,797	1,39E-07
Simpson diversité	-0,004051	0,004287	-0,945	0,365

Annexe 15 : Régression linéaire entre les indices d'abondance et de diversité des carabes, et le pourcentage de prairies présentes dans un rayon de 1 km, par type de piège.

Pièges Barber				
% Prairie	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	8,71956	2,4872	3,506	0,00492
Activité-densité	-0,01707	0,19222	-0,089	0,93085
Pièges à émergence				
% Prairie	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	2,07602	0,26845	7,733	9,00E-06
Shannon diversité	-0,01075	0,02075	-0,518	0,615
Pièges à émergence				
% Prairie	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	0,7608695	0,0855589	8,893	2,36E-06
Simpson diversité	-0,0008586	0,0066123	-0,13	0,899
Pièges à émergence				
% Prairie	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	1,31226	0,83148	1,578	0,143
Abondance	0,07151	0,06426	1,113	0,289
Pièges à émergence				
% Prairie	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	1,99236	0,23611	8,438	3,92E-06
Shannon diversité	-0,02407	0,01825	-1,319	0,214
Pièges à émergence				
% Prairie	Estimate	std. error	z value	p-value
Intercept	0,832755	0,082584	10,084	6,80E-07
Simpson diversité	-0,007205	0,006382	-1,129	0,283