

Mémoire

Auteur : Lejeune, Romane

Promoteur(s) : Magain, Nicolas; 884; 6933

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en biologie des organismes et écologie, à finalité spécialisée en biologie de la conservation : biodiversité et gestion

Année académique : 2023-2024

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/20941>

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.

Évaluation de l'efficacité des parcelles aménagées butineurs (MC7c) comme outils de renforcement du réseau écologique des prairies extensives, à travers l'étude de la flore spontanée



Mémoire présenté par Romane Lejeune

**En vue de l'obtention du grade de master en Biologie des Organismes et
Ecologie à finalité spécialisée en Biologie de la Conservation :
Biodiversité et Gestion**

Promoteur : Nicolas Magain ; Co-promoteur : Julien Piqueray

Année académique : 2023-2024

Résumé

Evaluation de l'efficacité des parcelles aménagées butineurs (MC7c) comme outils de renforcement du réseau écologique des prairies extensives, via l'étude de la flore spontanée. Mémoire réalisé par Romane Lejeune. Promoteurs : Nicolas Magain et Julien Piqueray. Année 2023-2024.

Pour pallier la perte de biodiversité dans les espaces agricoles après une intensification des pratiques, des mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC) telles que les parcelles aménagées MC7c sont mises en place. Ces parcelles sont propices aux espèces de prairies extensives et ont pour but de favoriser les butineurs. L'objectif de ce travail est de déterminer si les MC7c sont bien efficaces en tant qu'outils de renforcement du réseau écologique des prairies extensives. Ainsi, trois facteurs (l'âge, la surface et la connectivité des parcelles) sont sélectionnés pour déterminer leur effet sur la flore spontanée prairiale des parcelles. Des relevés en plein sont effectués sur 108 parcelles aménagées (MC7c), réparties dans un rayon de 50km autour de Liège. Les espèces présentes et leur recouvrement sont pris en note. Plusieurs indices sont calculés : richesse spécifique, nombre d'espèces prairiales/rudérales/autres, nombre d'espèces spontanées/probables/semis, recouvrement des espèces prairiales/rudérales/autres et recouvrement des espèces spontanées/probables/semis. Les différents GLM montrent que la richesse spécifique et le nombre d'espèces spontanées/prairiales sont impactés positivement par l'âge et la surface des parcelles, tandis que le recouvrement est influencé par la connectivité. Le recouvrement des espèces prairiales et de semis étant impactées de façon positive par la connectivité et le recouvrement d'espèces spontanées, de façon négative. La surface et l'âge des parcelles favorisent bien la flore spontanée prairiale. Cependant, l'impact positif de la connectivité sur la diversité des espèces spontanées n'a pas pu être mis en avant. On suppose que le recouvrement des espèces spontanées est influencé négativement par la connectivité car les espèces spontanées dominantes dans les parcelles sont des graminées compétitives. Leur compétitivité et leur grande capacité de dispersion leur permettraient de coloniser les parcelles isolées.

Remerciements

Voilà ! Nous y sommes ! Après 19 ans derrière les bancs de l'école, je rends enfin mon dernier devoir. Et pas n'importe quel devoir ! Il m'aura fallu 6 mois pour en venir à bout. Et je souhaiterais remercier toutes les personnes qui m'ont aidée, de près ou de loin, à réaliser mon mémoire.

Tout d'abord, je tiens à adresser mes premiers remerciements à mes deux promoteurs, Julien Piqueray et Nicolas Magain. Merci Julien d'avoir proposé ce sujet, de m'avoir encadrée avec beaucoup de bienveillance et de patience et de m'avoir rassurée sur le travail que je fournissais. Merci Nicolas, pour avoir pris le temps de corriger mon travail plusieurs fois, et cela, malgré le nombre de mémorants à encadrer.

Je souhaiterais aussi remercier Serge Rouxhet, pour la formation condensée sur l'identification botanique qu'il m'a donnée, et sans qui je n'aurais jamais su faire la différence entre la fléole des prés et le vulpin des prés aussi rapidement.

Je souhaiterais remercier mes parents et ma sœur, qui m'ont soutenue financièrement pour que je puisse me concentrer sur mes études, qui m'ont soutenue et m'ont écoutée me plaindre. Merci Maman, d'avoir été là pour me soutenir à chaque fois que je doutais et de m'avoir remis les pendules à l'heure plus d'une fois. Merci Papa, pour toutes les fois où tu me proposais de l'aide, même si tu ne comprenais pas ce que je faisais. Merci Coline, pour ton soutien et ton écoute.

Je voudrais remercier mes amis, qui m'ont fait passer trois superbes années en leur compagnie et avec qui j'ai partagé les hauts et les bas de la réalisation du mémoire. Merci à Alison, Baptiste, Dione, Eléonore, Florence, Jules, Lena, Louison, Marie, Pierrot, Santiago. Une pensée particulière pour Anaëlle et Rose, avec qui nous nous sommes motivés tout le mois d'août. Merci aussi à Christophe, qui a pris de son temps pour m'expliquer des statistiques, que je refaisais pour la quatrième fois. Merci d'avoir supporté mes baisses de moral et de m'avoir aidée à les surmonter.

Enfin, je tiens à remercier l'Université de Liège pour m'avoir offert l'opportunité de réaliser le Master qui me passionne, une chance que je n'aurais pas eue en France.

Table des matières

Résumé	ii
Remerciements	iii
Table des figures :.....	vi
Table de tableaux.....	viii
1. Introduction.....	1
1.1. Contexte de l'agriculture et de la biodiversité	1
1.1.1. Historique de l'agriculture	1
1.1.2. Le déclin de la biodiversité.....	2
1.1.2.1. Constat.....	2
1.1.2.2. Causes.....	2
1.1.2.3. Conséquences	3
1.2. Notion de réseau écologique	4
1.3. Outil de renforcement du réseau écologique : MAEC	5
1.3.1. Définition et fonctionnement	5
1.3.2. MC7 : parcelles aménagées	5
1.4. Les contraintes de cet outil de renforcement.....	7
1.4.1. La théorie des filtres.....	7
1.4.1.1. Filtre à la dispersion.....	7
1.4.1.1.1. Dispersion temporelle : banque de graine et semis.....	7
1.4.1.1.2. Dispersion spatiale : la flore spontanée	8
1.4.2. Zone source : MC7c, MC4 et UG2.....	8
1.5. Crédit de colonisation.....	9
2. Objectifs.....	11
3. Matériel et méthode.....	12
3.1. Echantillonnage.....	12
3.1.1. Zone d'étude	12
3.1.2. Sélection des parcelles	12
3.1.2.1. Variables étudiées	12
3.1.2.2. Parcelles	14
3.1.3. Echantillonnage	15
3.1.4. Traitement des données	16

3.1.4.1. Classification des espèces.....	16
3.1.4.2. Traitement statistique.....	16
4. Résultats.....	19
5. Discussion	32
6. Conclusion.....	37
Bibliographie :.....	a
Annexes :	g

Table des figures :

Figure 1 : Carte des emplacements des 108 parcelles MC7c inventoriées.	14
Figure 2 : Histogramme des 15 espèces présentant le plus grand recouvrement (en %) dans les 108 parcelles.	20
Figure 3 : Illustration d'une parcelle aménagée recouverte majoritairement de <i>Leucanthum vulgare</i>	21
Figure 4 : A : Prédications du GLM binomial négatif, intégrant les trois variables explicatives, de la richesse spécifique en fonction de la surface des parcelles (ln). B : Prédications du GLM binomial négatif, intégrant les trois variables explicatives, de la richesse spécifique en fonction de l'âge des parcelles. (Points noirs : données réelles de richesse spécifique en fonction des variables explicatives ; ligne rouge : courbe lissée des prédictions de la richesse spécifique en fonction des variables explicatives ; bandeau gris : intervalles de confiance autour de la courbe lissée des prédictions).....	23
Figure 5 : A : Prédications du GLM binomial négatif, intégrant les trois variables explicatives, du nombre d'espèces spontanées en fonction de la surface (ln) des parcelles. B : Prédications du GLM binomial négatif, intégrant les trois variables explicatives, du nombre d'espèces spontanées en fonction de l'âge des parcelles. (Points noirs : données réelles du nombre d'espèces spontanées en fonction des variables explicatives ; ligne rouge : courbe lissée des prédictions du nombre d'espèces spontanées en fonction des variables explicatives ; bandeau gris : intervalles de confiance autour de la courbe lissée des prédictions).	24
Figure 6 : A : Prédications du GLM de Poisson, intégrant les trois variables explicatives, du nombre d'espèces prairiales en fonction de la surface (ln) des parcelles. B : Prédications du GLM de Poisson, intégrant les trois variables explicatives, du nombre d'espèces prairiales en fonction de l'âge des parcelles. (Points noirs : données réelles du nombre d'espèces prairiales en fonction des variables explicatives ; ligne rouge : courbe lissée des prédictions du nombre d'espèces prairiales en fonction des variables explicatives ; bandeau gris : intervalles de confiance autour de la courbe lissée des prédictions).	25
Figure 7 : A : Prédications du GLM binomial négatif, intégrant les trois variables explicatives, du nombre d'espèces rudérales en fonction de la surface (ln) des parcelles. B : Prédications du GLM binomiale négatif, intégrant les trois variables explicatives, du nombre d'espèces rudérales en fonction de l'âge des parcelles. (Points noirs : données réelles du nombre d'espèces rudérales en fonction des variables explicatives ; ligne rouge : courbe lissée des prédictions du nombre d'espèces rudérales en fonction des variables explicatives ; bandeau gris : intervalles de confiance autour de la courbe lissée des prédictions).	26
Figure 8 : Prédications GLM quasi-binomiale (lien logit), intégrant les trois variables explicatives, du recouvrement d'espèces spontanées (en %) en fonction de la connectivité (en %). (Points	

noirs : données réelles du recouvrement d'espèces spontanées en fonction des variables explicatives ; ligne rouge : courbe lissée des prédictions du recouvrement d'espèces spontanées en fonction des variables explicatives ; bandeau gris : intervalles de confiance autour de la courbe lissée des prédictions).....	27
Figure 9 : Prédiction du GLM quasi-binomiale (lien logit), intégrant les trois variables explicatives, du recouvrement des espèces prairiales (en %) en fonction de la connectivité (en %). (Points noirs : données réelles du recouvrement d'espèces prairiales en fonction des variables explicatives ; ligne rouge : courbe lissée des prédictions du recouvrement d'espèces prairiales en fonction des variables explicatives ; bandeau gris : intervalles de confiance autour de la courbe lissée des prédictions).....	28
Figure 10 : Prédiction GLM quasi-binomiale (lien logit), intégrant les trois variables explicatives, du recouvrement d'espèces présentes dans le semis (en %) en fonction de la connectivité (en %). (Points noirs : données réelles du recouvrement d'espèces présentes dans le semis en fonction des variables explicatives ; ligne rouge : courbe lissée des prédictions du recouvrement d'espèces présentes dans le semis en fonction des variables explicatives ; bandeau gris : intervalles de confiance autour de la courbe lissée des prédictions).....	29
Figure 11 : Distribution des parcelles aménagées échantillonnées en fonction de leur composition en espèces spontanées (PCoA), et de leur âge (en années).	30
Figure 12 : Distribution des parcelles aménagées échantillonnées en fonction de leur composition en espèces spontanées (PCoA), et de leur surface (ln).	30
Figure 13 : Distribution des parcelles aménagées échantillonnées en fonction de leur composition en espèces spontanées (PCoA), et de leur connectivité en (en %).	31

Table de tableaux

Tableau 1 : Description des 108 parcelles aménagées MC7c inventoriées en 2024 (Moyenne, écart-type, valeur minimale, valeur maximale, premier quartile, médiane, troisième quartile).	14
Tableau 2 : Equivalence des coefficients de recouvrement de Van der Maarel en pourcentage.	15
Tableau 3 : Synthèse des variables des 108 parcelles aménagées échantillonnées. (Moyenne, écart-type, valeur minimale, valeur maximale, premier quartile, médiane et troisième quartile).	19
Tableau 4 : Moyenne et écart-type des variables dépendantes et p-values et coefficients des variables prédictives (Surface, Age, Connectivité) dans les différents GLM. (Significativité : *** : p-value \leq 0.001 ; ** : p-value \leq 0.01 ; * : p-value \leq 0.05).....	22

1. Introduction

1.1. Contexte de l'agriculture et de la biodiversité

1.1.1. Historique de l'agriculture

Le développement de l'agriculture date d'il y a environ 12 000 ans. Les hommes, autrefois nomades, chasseurs/cueilleurs, se sont sédentarisés et ont changé leur mode de vie et de consommation. Pour cela, les populations ont eu recours à des méthodes de défrichement (par le feu, déboisements, ...) pour ouvrir les espaces et pour l'installation de cultures (Chansigaud, 2013). Ce changement d'utilisation des terres a permis l'apparition de nouvelles niches écologiques pour les espèces. En effet, pendant plusieurs siècles, des pratiques agricoles extensives comme le fauchage ou le pâturage ont façonné le paysage. Des niches écologiques sont apparues, alors que d'autres ont disparu. Ces pratiques ont donc permis l'apparition de milieux tels que des prairies sèches ou humides, des bocages ou des vergers. Ainsi, des espèces végétales, comme *Papaver rhoeas* (Grand coquelicot), ou des espèces animales, comme *Alauda arvensis* (Alouette des champs), se sont installées et spécialisées dans ces espaces agricoles (Service Public de Wallonie, 2021).

Cependant, le monde agricole évolue et dans les années 1940, la Révolution verte commence au Mexique. Il s'agit d'un mouvement visant à augmenter la production agricole dans le monde en utilisant de nouvelles techniques agricoles telles que des variétés à haut rendement, une meilleure irrigation ou l'utilisation de fertilisants. Ainsi, cette nouvelle vision de l'agriculture s'est exportée dans le monde entier (Inde, Amérique latine, etc.) (Mazoyer & Roudart, 1997). Du côté de l'Europe, c'est en 1962 que l'Union européenne met en place la Politique Agricole Commune (PAC). L'objectif de cette politique est de rendre l'agriculture plus productive pour nourrir les citoyens à des prix raisonnables. Cela passe donc par une intensification des pratiques agricoles (Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire, 2022). La PAC évolue au fil des années et de nouvelles réformes sont mises en place. En 1999, la préservation de l'environnement et le développement durable sont pour la première fois pris en compte dans la PAC. En 2003, les aides deviennent conditionnelles et ne sont accordées qu'aux agriculteurs respectant les normes environnementales (Service Public de Wallonie, 2023b). En 2023, une nouvelle PAC entre en vigueur. Elle a pour objectif d'inciter les agriculteurs à basculer vers une agriculture plus favorable à l'environnement. Cependant, malgré cette nouvelle politique, l'agriculture intensive semble toujours favorisée et plus avantageuse (Bartz et al., 2019).

1.1.2. Le déclin de la biodiversité

1.1.2.1. Constat

Depuis plusieurs années, les scientifiques présentent de plus en plus d'arguments en faveur d'une sixième extinction de masse (Cowie et al., 2022). Nous faisons donc face à des pertes de biodiversité importantes, que ce soit chez les végétaux, les vertébrés (Ceballos et al., 2015) ou les arthropodes.

Une étude sur le long terme réalisée en Allemagne montre un déclin, depuis les années 1950, des espèces à stratégie rudérale, qui poussent dans des habitats perturbés par l'activité humaine ou animale et qui fleurissent plus tôt dans la saison grâce à leur résistance et leur adaptabilité, et des herbacées pollinisées par les insectes au profit des graminées demandeuses d'azote et plus tolérantes à la tonte. Ce déclin entraîne une diminution de l'apport de nectar pour les insectes pollinisateurs dont l'abondance diminue (Wesche et al., 2012). En effet, les insectes volants voient leur biomasse chuter et la diversité des pollinisateurs diminue elle aussi (Hallmann et al., 2017).

La Belgique est elle aussi impactée par le déclin de la biodiversité. De fait, les plantes messicoles, telles que *Cyanus segetum* (bleuet), qui sont des plantes adaptées aux environnements agricoles, sont fortement impactées : 60% des espèces messicoles wallonnes sont menacées ou déjà disparues. Cela entraîne des répercussions sur les espèces d'abeilles sauvages dont 30% sont menacées. Les espèces d'oiseaux vivant en milieu agricole sont aussi en fort déclin. Entre 1990 et 2020, leurs populations ont baissé de 60%. Certaines espèces, telles que *Emberiza calandra* (bruant proyer), ou *Streptopelia turtur* (tourterelle des bois), présentent une diminution de 95% et plus de leur population durant cette période (Service Public de Wallonie, 2021).

1.1.2.2. Causes

Cette perte de biodiversité est multifactorielle, cependant les Services publics de Wallonie estiment que 80% des espèces d'intérêt communautaire subissent des pressions agricoles (Service Public de Wallonie, 2021).

En effet, après-guerre, l'industrialisation des pratiques agricoles a fait diminuer la diversité des habitats et leur qualité (Robinson & Sutherland, 2002). Les espèces qui étaient adaptées aux milieux agricoles extensifs, comme les espèces messicoles, voient leur habitat disparaître et s'en suit une perte d'espèces. Cette industrialisation s'accompagne de plusieurs facteurs. Tout d'abord, à partir de la moitié du XXe siècle, il y a un fort développement des produits phytosanitaires (Calvet, 2005). Ce développement fait chuter la biodiversité. En effet, certains

intrants comme les pesticides peuvent avoir de nombreux effets négatifs sur les pollinisateurs, allant jusqu'à la mort (IPBES, 2016). Des études montrent aussi que lorsque les teneurs en phosphore sont élevées, au-delà de 5mg de P/100g de sol sec, la probabilité que la prairie possède une grande diversité est faible (Janssens et al., 1998). Or, le phosphore est stable dans le sol et reste présent longtemps sans apport extérieur. De plus, l'utilisation de fertilisants azotés fait baisser la diversité floristique. Les espèces nitrophiles ne vont pas laisser s'installer les plantes moins compétitives (Socher et al., 2012).

Ensuite, il y a eu un agrandissement des parcelles. La mécanisation, l'utilisation de machines de plus en plus imposantes, et l'implantation de monocultures ont incité à cet agrandissement. Cela implique la suppression de structures paysagères telles que les haies ou les étangs (Stoate et al., 2001). Il en résulte une homogénéisation du milieu et donc une perte de biodiversité (Gossner et al., 2016). Enfin, l'abandon de certaines parcelles agricoles permet à la végétation ligneuse de se réinstaller après l'arrêt de l'exploitation des terres. Les milieux d'agriculture extensive vont encore voir leur quantité réduite et les espèces adaptées à ces milieux ne pourront plus s'y développer (O'Rourke & Kramm, 2012).

1.1.2.3. Conséquences

Il est important de conserver la biodiversité présente en Belgique, dont les insectes, car ils fournissent des services écosystémiques importants (Haslett, 2007). En effet, la disparition d'espèces clés entraîne avec elle la perte de certains services (Ceballos et al., 2015) comme la pollinisation dont les humains dépendent. La pollinisation joue un rôle important de régulation. En effet, environ 90% des plantes sauvages à fleurs dépendent, entièrement ou partiellement, de la zoogamie. La zoogamie est un mode de dispersion du pollen par l'intermédiaire des animaux. Le transport peut se faire par les insectes (entomogamie), par les oiseaux (ornithogamie) ou par les chauves-souris (chiroptérogamie).

Les plantes sauvages fournissent de multiples ressources telles que de la nourriture, des habitats ou des lieux de reproduction et participent donc à l'équilibre de l'écosystème (IPBES, 2016). Entre 5 et 8% de la production agricole mondiale en 2016 dépend de la pollinisation animale. Cela correspond à une valeur de 235 à 577 milliards de dollars (dollars États-Uniens, en 2015) (IPBES, 2016).

Face à ces répercussions, des actions pour compenser les impacts sont mises en place.

1.2. Notion de réseau écologique

Tout d'abord, la notion de réseau écologique doit être définie pour comprendre la suite de ce travail.

Cette notion émerge dans les années 1980 en Europe. Les approches sont différentes : en Europe de l'Est et centrale, le réseau écologique repose sur le concept d'écostabilisation, qui organise le territoire en zones fonctionnelles afin de créer des espaces naturels compensatoires pour les impacts des activités anthropiques intensives. En Europe de l'Ouest, le réseau écologique s'appuie sur la théorie de la biogéographie insulaire (MacArthur & Wilson, 2001) et encourage la création d'aires protégées plus vastes, circulaires, et rapprochées (Diamond, 1975; Harchies et al., 2018).

Ce concept théorique est défini par Melin (1997) comme « l'ensemble des milieux qui permettent d'assurer la conservation à long terme des espèces sauvages sur un territoire. » Il s'agit donc des zones interconnectées, naturelles ou non, qu'une espèce peut occuper et exploiter dans son territoire (Mercken et al., 2019).

Ce réseau doit présenter un équilibre entre le taux d'extinction et de colonisation. De fait, si les zones du réseau sont fortement espacées les unes des autres, il faut que la surface de ces dernières soit suffisamment grande pour compenser cet isolement. Inversement, si les zones sont étroites, il faut qu'elles soient nombreuses pour que le taux d'extinction ne prenne pas le dessus sur le taux de colonisation.

Les réseaux écologiques sont constitués de trois zones. Tout d'abord, les zones centrales ou noyaux. Il s'agit des zones ayant un fort intérêt biologique. Ces zones agissent comme des refuges pour les espèces. La protection de la biodiversité est donc le point central de ces zones. Ensuite, les zones de développement ou zones tampon. Elles sont composées des espaces ayant un intérêt écologique moins important que les zones centrales mais qui peuvent être tout de même valorisés avec une gestion adaptée. Enfin, les zones de liaison ou corridors écologiques sont des milieux restreints ou linéaires, essentiels pour le bon fonctionnement d'un réseau écologique. Elles permettent de garantir la dispersion des espèces, soit par des activités humaines limitées, soit par une présence accrue d'éléments du maillage écologique (Dufrêne, 2005; Biodiversité Wallonie, 2023).

Le maillage écologique peut être défini comme « la trame formée par la présence de biotopes sur un territoire local » (Melin, 1997). Ce maillage est constitué de structures présentes dans le paysage telles que des haies ou des cours d'eau. Il ne doit pas forcément être inclus dans les différentes zones du réseau écologique, mais doit être présent sur tout le territoire par le biais de l'agriculture ou de la sylviculture (Dufrêne, 2005).

Des mesures sont établies par différents pays pour maintenir un maillage écologique dense.

1.3. Outil de renforcement du réseau écologique : MAEC

1.3.1. Définition et fonctionnement

Pour lutter contre cette perte de biodiversité, l'Union européenne met en place à partir des années 1990, des mesures agro-environnementales (MAE) (Zingg et al., 2019).

En 2015, les MAE deviennent des MAEC : Mesures agro-environnementales et climatiques. L'accent est mis sur l'importance des actions favorables pour le climat de la part des agriculteurs. Ces mesures constituent des outils de renforcement du réseau écologique.

Les MAEC sont proposées aux agriculteurs wallons. Ces derniers s'engagent pour une durée de 5 ans (renouvelable) à s'occuper de la gestion des différentes mesures mises en place et bénéficient d'aides financières (Zingg et al., 2019). En 2022, le taux de participation des agriculteurs wallons pour au moins une MAEC était de 48% (Service Public de Wallonie, 2023a).

Il existe donc différentes mesures : des mesures de base et des mesures ciblées. Les "mesures de base" (MB) sont accessibles à tous les agriculteurs et ne nécessitent qu'une simple déclaration car elles doivent remplir moins de critères. En revanche, les "mesures ciblées" (MC) sont des mesures qui nécessitent un avis d'expert. En effet, un conseiller de Natagriwal doit se rendre sur place pour vérifier que la parcelle correspond aux critères d'implantation. Aussi, depuis le 1^{er} janvier 2024, il existe une nouvelle mesure, « mesure aux résultats ». Aujourd'hui, il existe neuf mesures différentes. Cinq d'entre elles sont des "mesures de base", trois sont des "mesures ciblées", et une "mesure aux résultats" (Natagriwal, s.d.-a).

1.3.2. MC7 : parcelles aménagées

Parmi les mesures proposées, il y a les parcelles aménagées. Elles font partie des « mesures ciblées ». Historiquement, en 2006, il y a la création de la mesure MC8 « bandes aménagées » et en 2013, celle de la mesure MC7 « parcelles aménagées ». En 2022, les mesures fusionnent et les bandes aménagées sont basculées dans la nouvelle mesure MC7 (Service Public de Wallonie, 2024b).

Il existe plusieurs couverts végétaux selon les objectifs mis en évidence et retenus par un conseiller spécialisé. Ainsi, il existe quatre types de parcelles MC7 qui sont des parcelles aménagées pour la faune (MC7a), de lutte contre le ruissellement érosif (MC7b), à fleurs des prés (MC7c) et à fleurs des champs (MC7d) (Natagriwal, s.d.-a).

Ces différents couverts permettent de remplir différents objectifs. Des conditions de gestion sont imposées pour leur mise en place et leur gestion. En outre, les parcelles doivent se situer sur des terres arables, de superficie comprise entre 0,02 et 1,50 ha. Après la mise en place

de la mesure, la fertilisation du terrain n'est pas autorisée (Service Public de Wallonie, 2024b). De plus, ces parcelles doivent subir des fauches tardives chaque année. En effet, une à deux fauches doivent être effectuées par les agriculteurs, de fin juin à fin septembre. Cela permet d'augmenter la diversité floristique des parcelles aménagées. Cependant, une partie de la parcelle doit être laissée en zone refuge, pour que les insectes et les oiseaux puissent s'y réfugier avant l'automne. Cette zone refuge change d'emplacement chaque année. En effet, il y a une alternance de fauche. Une année, l'un des côtés de la parcelle sera laissé en zone refuge, et l'année suivante, c'est le côté opposé qui ne sera pas fauché (Piqueray et al., 2017). Ce travail de recherche va s'intéresser aux parcelles à fleurs des prés, MC7c, aussi appelées parcelles butineurs. Elles ont pour objectif de favoriser la diversité floristique et celle des insectes butineurs, tels que les abeilles et les papillons de jour. Pour cela les fleurs semées constituent différentes ressources pour les insectes, comme de la nourriture (nectar, pollen) ou des lieux de nidification. Ainsi, les pollinisateurs et les prédateurs des insectes ravageurs de cultures (Hatt et al., s. d.) profitent de ces ressources. Des études montrent que ces parcelles permettent bien l'augmentation de l'abondance et de la diversité des insectes (Haaland et al., 2011; Kolkman et al. 2021). Cependant, elles peuvent varier en fonction de différents facteurs : du mélange du semis, de l'abondance des fleurs, de la gestion de la parcelle, de son âge et de l'environnement (Haaland et al., 2011). De fait, chaque état européen ne possède pas les mêmes exigences quant à la conservation de la biodiversité. La Wallonie a fait le choix de créer des habitats analogues aux prairies extensives. C'est-à-dire de développer des parcelles possédant des caractéristiques similaires aux prairies extensives étant donné leur composition floristique, de la structure de la végétation et du mode de gestion.

Sur le long terme, les parcelles aménagées sont donc compliquées à mettre en place (Smith et al., 2010). En effet, le choix de gestion (semis, fauche, ...) influe sur la valeur de conservation des bandes fleuries. Il est donc important de comprendre leur fonctionnement et leurs limites pour avoir un établissement et une gestion adaptées des parcelles aménagées.

1.4. Les contraintes de cet outil de renforcement

1.4.1. La théorie des filtres

Pour coloniser un milieu, les espèces doivent passer une série de filtres.

Trois filtres constituent des freins dans la colonisation d'un milieu.

Le premier filtre est dû au hasard, cela correspond aux événements biogéographiques stochastiques (Lortie et al., 2004). Ils vont déterminer quelles seront les espèces colonisatrices disponibles pour un lieu et un instant précis.

Le deuxième filtre est abiotique, il s'agit des conditions de vie des espèces : les conditions environnementales (température, pluviométrie, ...), la disponibilité des ressources et les perturbations (Lortie et al., 2004). Si le milieu correspond aux conditions de vie de l'espèce, alors elle pourra y vivre.

Le dernier filtre est le filtre biotique (Lortie et al., 2004). Il correspond aux interactions entre les organismes, comme la compétition ou le mutualisme. Ces interactions peuvent avoir des effets positifs ou négatifs sur les espèces.

Ainsi, chaque filtre exclut des espèces potentiellement colonisatrices. Seules les espèces remplissant toutes les conditions peuvent s'installer sur le milieu.

1.4.1.1. Filtre à la dispersion

Les espèces font face à différents obstacles qui facilitent ou non leur dispersion dans un milieu. Ces obstacles peuvent être de l'ordre temporel ou spatial.

1.4.1.1.1. Dispersion temporelle : banque de graine et semis

La dispersion temporelle fait référence aux variations temporelles qui influencent la dispersion des espèces dans un milieu. Les variations temporelles peuvent être saisonnières, climatiques ou anthropiques.

Dans le cas des parcelles, la banque de graines peut être incluse dans la dispersion temporelle. Elle est définie par Robert (1981) comme la réserve de graines viables présentes dans le sol et à sa surface. Sa composition peut varier en fonction de différents facteurs. En effet, l'histoire du lieu et de sa végétation, la longévité des graines, et les conditions du sol peuvent impacter le mélange de graines présentes dans le sol (Christoffoleti & Caetano, 1998). Par exemple, le sol de ces parcelles contient le plus souvent des espèces herbacées annuelles, des espèces pionnières (*Senecio vulgaris* (Sénéçon commun) ou *Plantago major* (Grand plantain)) et des espèces adventices telles que *Cirsium arvense* (Cirse des champs), *Rumex crispus* (Oseille crépue) ou *Rumex obtusifolius* (Patience à feuilles obtuses), qui sont considérées comme des « mauvaises herbes ». Ces espèces adventices sont les seules qui

sont autorisées à être traitées par des produits phytosanitaires quand elles sont sur des parcelles qui appliquent des MAEC. De fait, la banque de graines peut influencer la composition floristique du milieu et la régénération de la flore au cours du temps.

Ensuite, les semis réalisés par les agriculteurs l'année de la mise en place de la mesure peuvent avoir un impact sur la dispersion temporelle des espèces. Les agriculteurs, d'après l'avis d'expert, doivent se procurer les semis qu'ils peuvent trouver chez des fournisseurs approuvés et reconnus par Natagriwal (Ecosem, Natura Loci, ...). Les mélanges peuvent varier en fonction des producteurs et des productions (Annexe 1). Ces mélanges sont limités en termes de diversité d'espèces. Tout d'abord, ils sont composés de semences locales, qui doivent être adaptées à tout type de sol. De fait, les parcelles sont présentes dans différentes régions de la Wallonie dont les caractéristiques du sol varient. Les espèces présentes dans le semis ne doivent pas être spécialistes pour pouvoir se développer. De plus, il serait impossible pour les producteurs de semences de produire toutes les espèces. Les graines sont récupérées dans la nature et le coût serait trop élevé.

1.4.1.1.2. Dispersion spatiale : la flore spontanée

Les limites à la dispersion sont aussi spatiales, elles influencent la dispersion des espèces en fonction des caractéristiques du milieu. La densité du maillage écologique ou la distance maximale de dispersion d'une graine, par exemple, sont des limites à la dispersion spatiale. Les graines qui se dispersent dans de nouveaux milieux proviennent d'environnements variés, dont des hotspots de biodiversité. Les hotspots de biodiversité, que l'on peut aussi appeler réservoirs de biodiversité, sont des zones riches en biodiversité, avec des espèces rares, menacées ou les deux (Reid, 1998).

1.4.2. Zone source : MC7c, MC4 et UG2

Dans ce travail, trois mesures sont considérées comme des réservoirs de biodiversité : les parcelles aménagées butineurs, les prairies de haute valeur biologique et les unités de gestion 2 du réseau Natura 2000. Ainsi, les espèces arrivant spontanément sur les parcelles aménagées proviennent de ces différentes mesures. Les parcelles MC7c ont été décrites précédemment, mais il est nécessaire de présenter ces deux autres mesures.

Les mesures ciblées MC4, prairies de haute valeur biologique, font partie des mesures ciblées mises en place par Natagriwal. Ce sont des prairies permanentes gérées de façon extensive, avec des conditions plus strictes à suivre. L'objectif de cette mesure est de préserver la biodiversité, que ce soit la faune ou la flore, mais aussi le sol et les eaux de surface ou

souterraines. La gestion doit être extensive, que ce soit par de la fauche ou par du pâturage, et comme pour les MC7, les MC4 ne peuvent pas être fertilisées (Natagriwal, s.d.-b).

D'autres réseaux peuvent être intégrés dans ce travail, tels que le réseau Natura 2000. Créé par l'Union européenne, il existe depuis 1992. Il constitue un réseau écologique pour la protection de la biodiversité. Chaque état membre doit établir son propre réseau Natura 2000. La Wallonie possède 13% de son territoire en zone Natura 2000. Sur les 221 000 ha de réseau Natura 2000, 15% sont des prairies. Les différentes zones Natura 2000 sont divisées en Unités de gestion (UG) en fonction du type de milieu et des espèces à protéger. Dans ces unités, des mesures doivent être respectées. Les mesures générales doivent être appliquées à toutes les UG, alors que les mesures particulières sont spécifiques à chacune d'entre elles. Il existe quatorze UG, dont trois qui sont temporaires, c'est-à-dire que ces zones vont être re-cartographiées et reclassées dans l'UG adéquate. Dans ce travail, l'UG qui nous intéresse est l'UG 2. Les UG 2 se composent de milieux ouverts qui ont un grand intérêt pour la biodiversité. Elles regroupent par exemple les prairies de fauche qui sont peu fertilisées, des milieux humides ou secs comme les pelouses calcaires. La classification en UG 2 se fait surtout en fonction de la flore de la zone (Natagriwal, 2023).

Ces milieux sont des prés de fauche ou des prairies pâturées. La composition du sol joue un rôle dans la diversité floristique. De fait, si le sol est riche en azote, la prairie est dite eutrophe, inversement, elle est dite oligotrophe. Dans cette étude, les prairies possèdent un taux d'azote intermédiaire et elles sont donc mésotrophes. La flore présente sur ce milieu est assez diversifiée : *Leucanthemum vulgare* (Marguerite commune), *Tragopogon pratensis* (Salsifis des prés), *Centaurea jacea* (Centauree jaccée), *Senecio jacobaea* (Séneçon jacobée), *Daucus carota* (Carotte sauvage), *Pimpinella saxifraga* (Boucage saxifrage), *Echium vulgare* (Vipérine commune), *Campanula rapunculus* (Campanule raiponce), *Knautia arvensis* (Knautie des champs), *Crepis biennis* (Crépide bisannuelle), etc... (Hauteclair, 2010).

Ainsi, les prairies de haute valeur biologique et les unités de gestion 2 constituent des milieux sources de diversité pour les parcelles aménagées.

1.5. Crédit de colonisation

Lorsqu'une parcelle aménagée est créée, le milieu subit des changements et on peut y appliquer la théorie de la dette d'extinction et du crédit de colonisation (Cristofoli et al., 2010). De fait, la théorie de la dette d'extinction explique, lors d'une perte d'habitat, l'existence d'un décalage dans le temps au niveau des réponses des organismes. En effet, les espèces présentes ne vont pas forcément disparaître immédiatement et on va observer un décalage

entre la perte de cet habitat et la disparition de ses organismes. Inversement, le crédit de colonisation représente le décalage inverse. C'est-à-dire, lorsqu'un nouvel habitat apparaît, les espèces adaptées à ce milieu ne vont pas le coloniser immédiatement (Cristofoli et al., 2010). Ainsi, lors de la mise en place de parcelles, les conditions biotiques et abiotiques ne sont pas immédiatement adaptées et identiques à celles des prairies extensives. Les espèces présentes dans l'ancien milieu ne disparaissent pas directement. De même, les espèces des prairies extensives ne vont pas tout de suite coloniser les parcelles. Les plus jeunes parcelles devraient donc présenter un taux de colonisation par les fleurs des prés de fauche moins important que les parcelles plus anciennes.

2. Objectifs

Comme dit précédemment, les mesures agro-environnementales et climatiques ont été mises en place en tant qu'outil de renforcement des réseaux écologiques pour pallier la perte de biodiversité.

Ce travail se focalise plus précisément sur les parcelles aménagées butineurs MC7c, qui constituent des habitats analogues aux prairies extensives et qui ont pour objectif d'augmenter la biodiversité et plus précisément celle des insectes. Or, la diversité des insectes, tels que les abeilles et les syrphes, est favorisée par une plus grande diversité floristique (Fründ et al., 2010). Les mélanges de semences sont donc conçus pour augmenter la diversité floristique des parcelles. Cependant, comme expliqué précédemment le semis n'est pas la seule source de diversification floristique. Ce travail porte donc sur l'arrivée spontanée des fleurs de prairie.

L'objectif général de ce mémoire est de s'assurer que les parcelles MC7c agissent bien comme des éléments de renforcement du réseau écologique des prairies extensives. De fait, on cherche à savoir si les plantes des prairies extensives utilisent les parcelles aménagées pour s'y installer ou pour se reproduire. Pour cela, trois aspects sont pris en compte. La connectivité, la surface et l'âge des parcelles MC7c. D'après la théorie de la biogéographie insulaire (MacArthur & Wilson, 2001) plusieurs hypothèses vont pouvoir être émises. De fait, cette théorie démontre que plus les îles sont proches du continent et plus elles ont de chances d'être colonisées. De même, plus les îles sont grandes et plus elles sont colonisées. Des hypothèses similaires peuvent être appliquées aux parcelles aménagées.

Hypothèse 1 : Plus les parcelles sont connectées et plus elles sont colonisées par la flore spontanée des prairies extensives.

Hypothèse 2 : Plus les parcelles sont grandes et plus la probabilité de colonisation des plantes spontanées de prairies extensives dans ces parcelles est grande.

La dernière hypothèse se base sur le crédit de colonisation, c'est-à-dire que le nouvel habitat nécessite un certain temps pour atteindre un équilibre.

Hypothèse 3 : Plus les parcelles sont âgées et plus elles auront eu le temps d'être colonisées par des espèces spontanées de prairies extensives.

Pour vérifier ces hypothèses, un inventaire floristique est effectué. On attend donc une plus grande diversité de la flore spontanée dans des parcelles proches les unes des autres, puis dans de grandes et vieilles parcelles.

3. Matériel et méthode

La partie collecte de données de ce mémoire consiste en un inventaire de la flore des parcelles aménagées pour déterminer la diversité de la flore spontanée en fonction de différents facteurs influant sur les parcelles.

Les relevés botaniques sont privilégiés, d'une part car les espèces des semis étant connues, il sera plus facile de mesurer la diversité des fleurs spontanées qui utilisent les parcelles. De plus, la diversité floristique est corrélée positivement à la diversité des insectes (Fründ et al., 2010). Les relevés botaniques pourront donc être représentatifs pour les butineurs. D'autre part, pour une question pratique : en effet, les plantes sont plus visibles et accessibles pour les relevés et leur détermination est plus simple.

3.1. Echantillonnage

3.1.1. Zone d'étude

Les parcelles sélectionnées se situent dans un rayon de 50 km autour de Liège. Ainsi, deux zones géologiques sont représentées dans l'étude : le Condroz et les bas plateaux limoneux de la région de Hesbaye. Le sillon Sambre-et-Meuse structure la Wallonie. De fait, les régions au nord se composent surtout de terres arables et de grandes cultures. Inversement, au sud, on retrouve des prairies permanentes pour l'élevage bovin (Service Public de Wallonie, 2024a). Au nord, du sillon, on retrouve les bas plateaux limoneux brabançon et hesbignon. Ils sont caractérisés par un relief plat, très faiblement ondulé et par un sol de très bonne qualité pour l'agriculture. Le paysage est donc structuré par de grandes parcelles, principalement dédiées à la culture de céréales. Il y a peu de bois et quelques prairies dans les vallées plus humides. Vers Liège, le réseau hydrographique est plutôt faible (Hesbaye sèche). Le plateau condrusien se situe au Sud du sillon Sambre-et-Meuse. Il s'agit d'un relief vallonné ne dépassant pas les 300 m d'altitude, avec des anticlinaux de grès et des synclinaux calcaire. Les versants en pentes douces sont utilisés comme terres arables alors que les fonds de vallée sont des prairies.

3.1.2. Sélection des parcelles

3.1.2.1. Variables étudiées

Les parcelles aménagées à inventorier sont sélectionnées en fonction des trois variables évoquées dans les objectifs : l'âge, la surface et la connectivité des parcelles. Ces données, fournies par Natagriwal, sont issues d'un fichier Shapefile regroupant les engagements MAEC.

Ainsi, les bandes fleuries les plus anciennes datent de 2007, lors de la mise en place des premières MC7 et MC8. Les parcelles les plus récentes sont celles de 2022. En effet, les parcelles de moins de deux ans ne seront pas prises en compte car les trois premières années des parcelles correspondent à une phase d'installation des espèces semées, qui peut être perturbée par les espèces rudérales annuelles (Piqueray et al., 2019). Il faut noter que lors des périodes 2007-2013 et 2013-2016 (exclues), les données sur les parcelles ne sont pas disponibles.

Le 2^{ème} facteur sélectionné est la surface des parcelles. Il s'agit d'une surface graphique, il est donc probable que les valeurs soient sous-estimées. La surface des parcelles peut varier de 615 m² à 42 412 m². Lorsque les surfaces ne sont pas disponibles dans les données, elles sont calculées sur QGIS v.3.34.1. De plus, les surfaces sont transformées en logarithme népérien pour renforcer la robustesse des analyses statistiques.

La variable connectivité représente la facilité avec laquelle les individus de différentes espèces, se déplacent entre différentes populations. Ici, si les parcelles sont proches les unes des autres.

Dans cette étude, la connectivité est calculée de la manière suivante :

$$\frac{\textit{surface de connexion}}{\textit{surface de la zone tampon}}$$

La surface de la zone tampon correspond à la surface d'un buffer de 500m autour de la parcelle prise en compte. La surface de connexion correspond à la surface des autres parcelles de type prairie (MC7, MC4 et UG2) présentes dans le buffer de 500m.

Une distance de 500m est choisie car il s'agit de la distance maximale de dispersion de la majorité des fleurs de prairie (Lososová et al., 2023). De plus, cette distance a déjà été utilisée dans d'autres études (Thiele et al., 2018).

3.1.2.2. Parcelles

Initialement, 140 parcelles sont présélectionnées, dans un rayon de 50 km autour de Liège, afin de garantir un nombre d'échantillons suffisant, au cas où certaines parcelles ne seraient plus existantes. Finalement, à la suite d'une sélection aléatoire, 108 parcelles sont inventoriées.

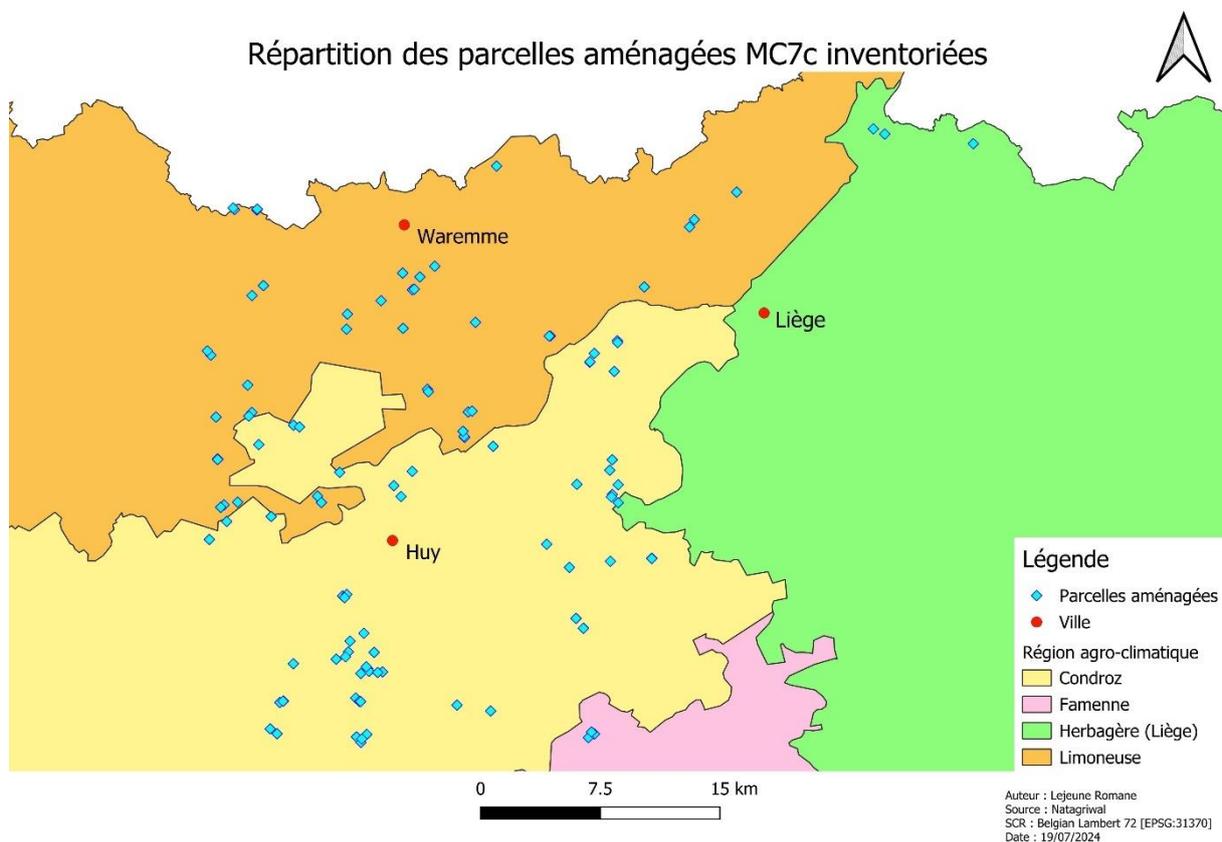


Figure 1 : Carte des emplacements des 108 parcelles MC7c inventoriées.

Tableau 1 : Description des 108 parcelles aménagées MC7c inventoriées en 2024 (Moyenne, écart-type, valeur minimale, valeur maximale, premier quartile, médiane, troisième quartile).

Variables	Moyenne	Ecart-type	Valeur minimale	Valeur maximale	Q1	Médiane	Q3
Age (années)	7.5	5.35	2	17	3	5	11
Surface (m ²)	5804.46	5603.25	885.83	44499	2745.88	4067.92	7220.58
Pourcentage de connectivité	0.91	1.38	0	6.52	0	0.38	0.91

3.1.3. Echantillonnage

Pour choisir la méthode d'échantillonnage, plusieurs options sont possibles. La première option consiste à effectuer des relevés par unités d'échantillonnage à l'aide de quadrats, c'est-à-dire à inventorier aléatoirement 3 à 4 carrés de même dimension dans les parcelles. Toutefois, avec cette méthode le risque d'omettre certaines espèces est élevé. Or, l'étude porte sur la diversité floristique dans les bandes fleuries. Ainsi, pour plus de représentativité, des relevés en plein sont effectués. Cette méthode consiste à parcourir la parcelle et de noter chaque espèce aperçue (Couvreur et al. 2015). Ainsi, si une espèce possède un faible recouvrement, elle sera tout de même prise en compte dans l'inventaire.

De plus, une période de 30 min permet de trouver environ 95% des espèces présentes sur une parcelle, lorsque celle-ci fait maximum 1 hectare (Couvreur et al. 2015).

Ainsi, les relevés sont réalisés en parcourant la parcelle pour une durée minimum de 30min.

La période de floraison dans les parcelles aménagées commence en mai jusqu'en septembre, avec un pic de floraison en juin. C'est pourquoi l'échantillonnage des parcelles s'est déroulé du 20 mai au 20 juin (inclus). (Cependant, la floraison s'est faite plus tardivement cette année, en raison des conditions météorologiques.)

Lors des inventaires, le recouvrement de chaque espèce sur la parcelle est pris en note avec l'échelle de Van der Maarel.

Tableau 2 : Equivalence des coefficients de recouvrement de Van der Maarel en pourcentage.

Coefficient de recouvrement de Van der Maarel	Equivalent (en pourcentage)
2	0,5
3	3
4	10
6	20
7	37
8	67

3.1.4. Traitement des données

À la suite de l'échantillonnage, les données sont encodées sur BioGeonet (<https://www.biogeonet.ulg.ac.be/index.php?pg=2003>).

3.1.4.1. Classification des espèces

Pour traiter ces données, les espèces sont classées dans différentes catégories. En effet, les espèces qui nous intéressent le plus sont les espèces spontanées de prairie.

Pour cela, différentes catégories sont créées. Pour classer les espèces comme spontanées ou non, les catalogues de mélanges de graines d'Ecosem et de Natura Loci sont utilisés (Annexe 1). Trois catégories sont donc créées. Une catégorie Semis, qui correspond aux espèces présentes dans tous les mélanges étudiés (Annexe 4). Une catégorie Probable, lorsqu'une espèce est présente dans au moins un semis mais pas dans tous (Annexe 4). Enfin, une catégorie spontanée, qui regroupe toutes les espèces n'étant présentes dans aucun des mélanges (Annexe 3).

Ensuite, pour le type de plante, les catégories sont déterminées grâce au vade-mecum de 2016 de Natagriwal (Natagriwal, 2016) et la flore écologique de Belgique (*Flore écologique de Belgique suivant la classification APG IV (Ptéridophytes et Spermatophytes)*, 2019). Ici encore, trois catégories sont créées. La première correspond aux espèces prairiales, présentes dans les prairies, qu'elles soient humides ou sèches (Annexe 5). La deuxième catégorie comprend les espèces rudérales (Annexe 6) et la troisième les espèces présentes dans d'autres types de milieu, tels que, les cultures ou les forêts (Annexe 7). Il faut noter que certaines espèces sont à la fois prairiales et rudérales et apparaissent donc dans plusieurs catégories.

3.1.4.2. Traitement statistique

Après remaniement des données sur Excel, les analyses statistiques sont effectuées sur RStudio, version 4.1.2.

Différents indices sont calculés :

La Richesse spécifique représente le nombre d'espèces présentes sur une parcelle.

Le nombre d'espèces prairiales/rudérales/autres et le nombre d'espèces spontanées/probables/semis, correspondent au nombre d'espèces faisant partie d'une de ces catégories.

Les recouvrements d'espèces prairiales/rudérales/autres (en %), et les recouvrements d'espèces spontanées/probables/semis (en %), sont calculés pour chaque parcelle.

Exemple de calcul de recouvrement (en %) :

$$\frac{\sum \text{recouvrement des espèces prairiales de la parcelle}}{\sum \text{recouvrement de toutes les espèces de la parcelle}} \times 100$$

De plus, le recouvrement de chaque espèce pour la totalité des parcelles est calculé.

$$\frac{\sum \text{recouvrement de l'espèce } i \text{ dans toutes les parcelles}}{\sum \text{recouvrement total}} \times 100$$

Tout d'abord, une matrice de corrélation est créée pour vérifier la présence de multicollinéarité entre les variables. Il en ressort que les variables surface et âge sont corrélées significativement. Pour quantifier cette multicollinéarité, la méthode VIF (Variance Inflation Factor) est utilisée. Ainsi, les VIF sont proches de 1, ce qui indique que la multicollinéarité n'est pas problématique.

Des modèles linéaires généralisés (GLM) sont sélectionnés comme modèles car ils sont flexibles et permettent de modéliser des distributions de variables différentes. Des GLM sont donc utilisés pour étudier l'impact de la surface, de l'âge et de la connectivité des parcelles sur les différents indices calculés, tels que la richesse spécifique. Plusieurs modèles sont sélectionnés en fonction de la nature des variables.

Pour les variables de dénombrement : Richesse spécifique, Nombre d'espèces Prairiales/Rudérales/Autres, Nombre d'espèces Spontanées/Probables/Semis ; un modèle de régression de type Poisson ou un modèle binomial négatif est utilisé. Le modèle binomial négatif est sélectionné lorsque la variance observée est plus grande que la moyenne (surdispersion). Ainsi, le modèle de régression de type Poisson est seulement utilisé pour la variable Nombre d'espèces prairiales.

Enfin, pour les variables de recouvrement (en %) : Recouvrement d'espèces Prairiales/Rudérales/Autres, Recouvrement d'espèces Spontanées/Probables/Semis ; un modèle quasi-binomiale avec une fonction de lien logit est sélectionné.

Au total, neuf GLM sont effectués, un de type Poisson, quatre binomiaux négatifs et quatre quasi-binomiaux (lien logit) (Annexe 2).

Des Analyses en coordonnées principales (PCoA) sont aussi effectuées. Il s'agit d'une méthode d'ordination multivariée, qui permet de déterminer s'il y a un turnover des espèces en fonction des variables des parcelles. C'est-à-dire, si la composition des espèces varie en fonction de l'âge, de la surface et de la connectivité des parcelles.

Une matrice de dissimilarité est générée à partir des valeurs de recouvrement des espèces spontanées en utilisant la méthode de Bray-Curtis. Ensuite, une analyse en coordonnées principales (PCoA) est effectuée sur cette matrice. Pour simplifier la visualisation, seules les deux dimensions principales, qui capturent le plus de variance dans les données, sont sélectionnées pour la création des graphiques.

4. Résultats

Sur les 108 parcelles échantillonnées, 4222 observations sont effectuées et 178 espèces différentes sont identifiées.

Tableau 3 : Synthèse des variables des 108 parcelles aménagées échantillonnées. (Moyenne, écart-type, valeur minimale, valeur maximale, premier quartile, médiane et troisième quartile).

Variables	Moyenne	Ecart-type	Valeur minimale	Valeur maximale	Q1	Médiane	Q3
Richesse spécifique	39.08	10.01	19	65	32	38	45.25
Recouvrement d'espèces prairiales (en %)	58.41	12.29	25.76	87.2	51.63	59.23	66.03
Recouvrement d'espèces rudérales (en %)	46.47	14.83	5.11	87.12	36.73	44.56	56.28
Recouvrement d'espèces d'un autre type (en %)	38.81	15.59	3.79	76.22	27.83	38.85	48.51
Recouvrement d'espèces spontanée (en %)	76.14	11.38	43.46	98.66	70.06	76.72	84.47
Recouvrement d'espèces potentiellement spontanée (en %)	8.08	6.8	0	32.63	3.23	6.42	10.92
Recouvrement d'espèces présentes dans le semis (en %)	98.48	2.58	87.26	100	97.86	99.66	1
Nombre d'espèces spontanées	28.44	7.61	12	50	23	28	33
Nombre d'espèces potentiellement spontanées	3.69	1.75	0	10	2	4	5
Nombre d'espèces présentes dans le semis	6.95	2.26	0	11	5	7	9
Nombre d'espèces prairiales	25.93	6.05	12	43	21.75	26	30
Nombre d'espèces rudérales	28.97	7.68	13	50	23	29	34.25
Nombre d'espèces d'un autre type	16.19	5.19	5	34	13	16	19

En moyenne une parcelle présente 39 espèces différentes, 26 espèces prairiales, 28 espèces spontanées et 7 espèces provenant des semis. Ce dernier nombre semble étonnant, puisque les mélanges sont généralement composés d'une vingtaine d'espèces différentes. De plus, le recouvrement des espèces du semis est en moyenne de 98,48%. Toutes les espèces présentes dans les mélanges ne se développent donc pas mais celle qui se développent possèdent de grands recouvrements.

En moyenne, il y a environ 72% d'espèces spontanées différentes et environ 17% d'espèces semées différentes. Les plantes spontanées représentent la majorité des espèces, mais les plantes semées représentent la majorité du recouvrement des parcelles.

Les espèces les plus fréquentes sont : *Dactylis glomerata* (présent sur 105 parcelles), *Holcus lanatus* (104 parcelles) et *Geranium dissectum* (101 parcelles).

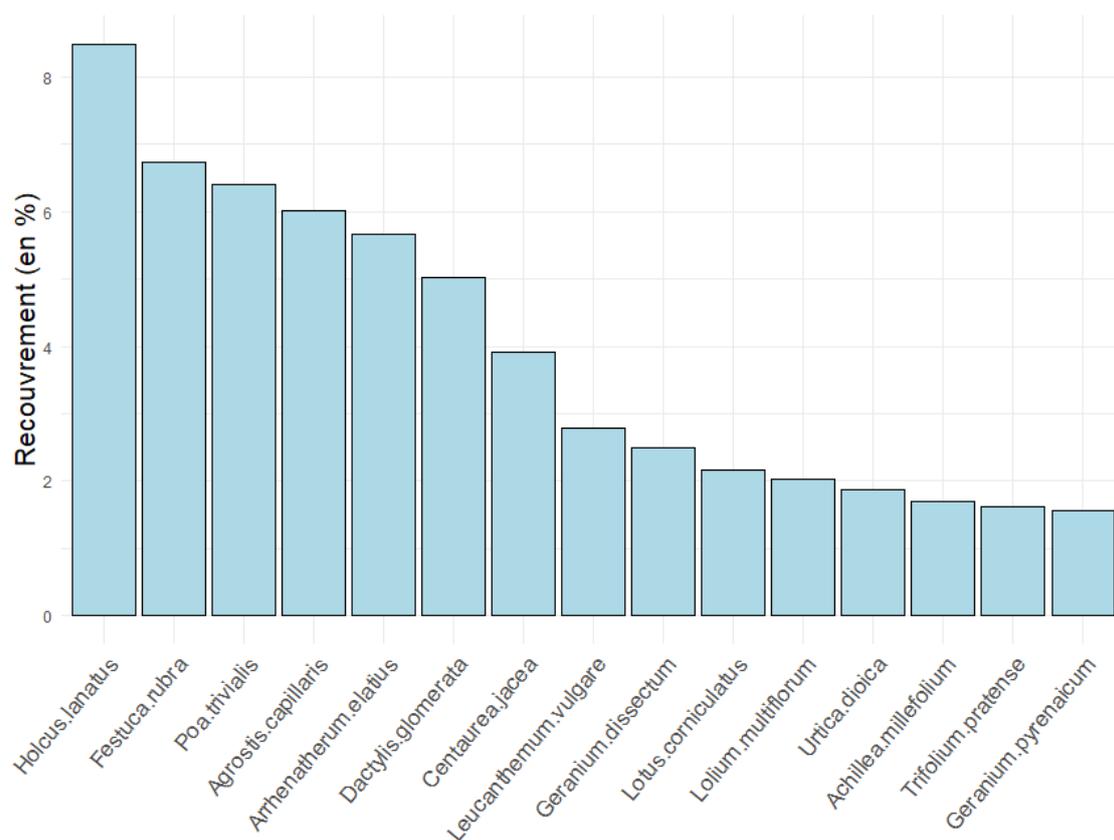


Figure 2 : Histogramme des 15 espèces présentant le plus grand recouvrement (en %) dans les 108 parcelles.

Les espèces qui recouvrent le plus de parcelles sont : *Holcus lanatus* (8,49%), *Festuca rubra* (6,73%), *Poa trivialis* (6,41%), *Agrostis capillaris* (6,01%).



Figure 3 : Illustration d'une parcelle aménagée recouverte majoritairement de *Leucanthemum vulgare*.

Sur 178 espèces 48 sont présentes sur une seule des parcelles échantillonnées. On y retrouve des espèces telles que *Molinia.caerulea*, *Allium.vineale* ou *Juncus.tenuis*.

Tableau 4 : Moyenne et écart-type des variables dépendantes et p-values et coefficients des variables prédictives (Surface, Age, Connectivité) dans les différents GLM. (Significativité : *** : p-value ≤ 0.001 ; ** : p-value ≤ 0.01 ; * : p-value ≤ 0.05).

	Moyenne et écart-type	Surface (ln)		Age		Connectivité	
		p-value	Estimate	p-value	Estimate	p-value	Estimate
Richesse spécifique	39.08 ±10.01	<0.01 ***	0.12	<0.01 **	0.01	0.36	0.02
Recouvrement d'espèces prairiales (%)	58.41 ±12.29	0.14	-0.1	0.24	-0.01	0.022 *	0.08
Nombre d'espèces prairiales	25.93 ±6.05	<0.01 ***	0.09	<0.01 ***	0.01	0.24	0.02
Nombre d'espèces rudérales	28.97 ±7.68	<0.01 ***	0.12	<0.01 **	0.01	0.17	0.02
Recouvrement d'espèces spontanées (%)	75.53 ±11.40	0.59	-0.04	0.35	-0.01	0.028 *	-0.09
Nombre d'espèces spontanées	28.44 ±7.61	<0.01 ***	0.14	<0.01 ***	0.02	0.71	0.01
Nombre d'espèces présentes dans le semis	6.95 ±2.26	0.26	0.05	0.48	0.005	0.61	0.01
Recouvrement d'espèces présentes dans le semis (en %)	98.48 ±2.58	0.24	0.12	0.61	-0.008	0.049 *	0.1

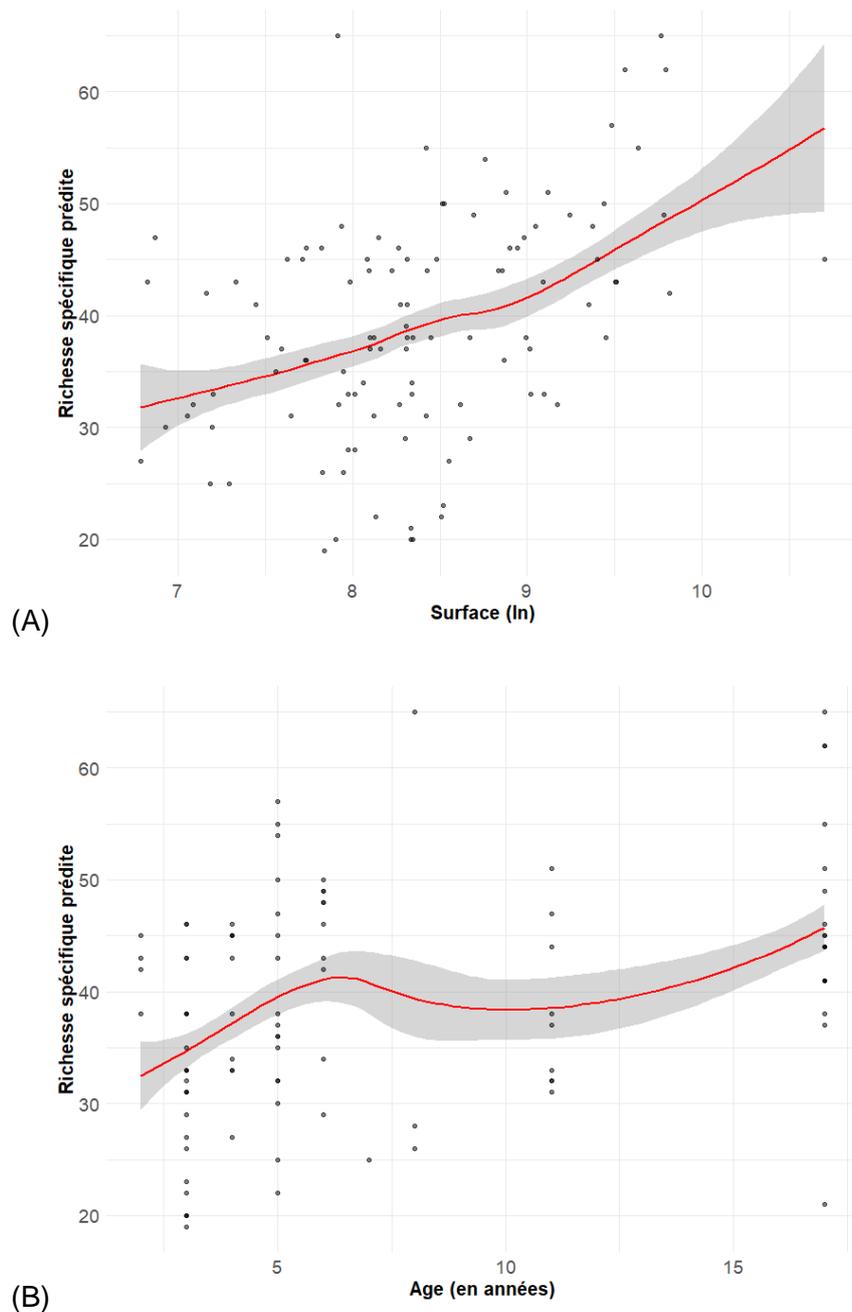


Figure 4 : A : Prédications du GLM binomial négatif, intégrant les trois variables explicatives, de la richesse spécifique en fonction de la surface des parcelles (ln). B : Prédications du GLM binomial négatif, intégrant les trois variables explicatives, de la richesse spécifique en fonction de l'âge des parcelles. (Points noirs : données réelles de richesse spécifique en fonction des variables explicatives ; ligne rouge : courbe lissée des prédictions de la richesse spécifique en fonction des variables explicatives ; bandeau gris : intervalles de confiance autour de la courbe lissée des prédictions).

D'après le Tableau 4 et la Figure 4, la surface et l'âge des parcelles ont un effet significatif positif sur la Richesse spécifique. Le nombre d'espèces passe de 32 à 56 avec la surface et de 33 à 45 avec l'âge des parcelles. La surface a un effet plus important que l'âge sur la richesse spécifique. Cependant, aucune significativité de la connectivité n'est observée.

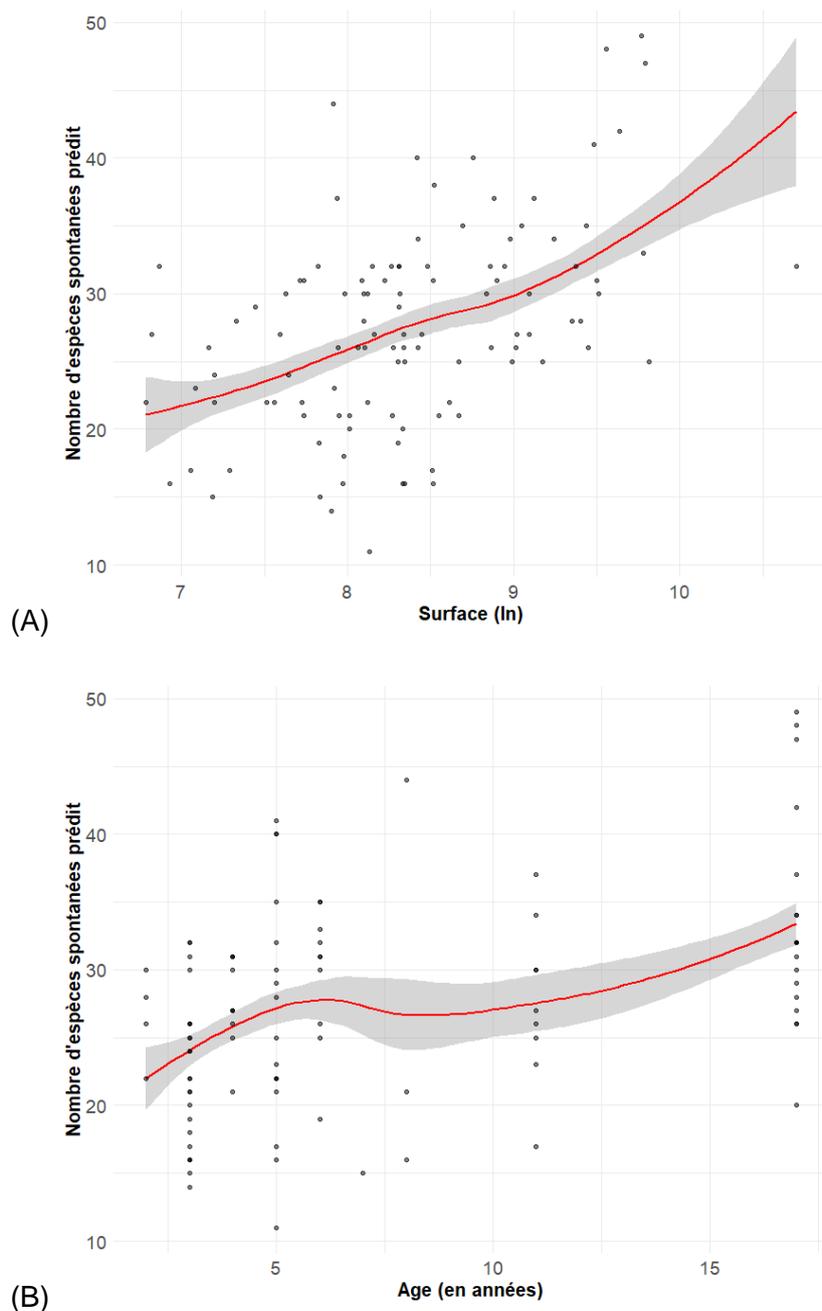


Figure 5 : A : Prédictions du GLM binomial négatif, intégrant les trois variables explicatives, du nombre d'espèces spontanées en fonction de la surface (ln) des parcelles. B : Prédictions du GLM binomial négatif, intégrant les trois variables explicatives, du nombre d'espèces spontanées en fonction de l'âge des parcelles. (Points noirs : données réelles du nombre d'espèces spontanées en fonction des variables explicatives ; ligne rouge : courbe lissée des prédictions du nombre d'espèces spontanées en fonction des variables explicatives ; bandeau gris : intervalles de confiance autour de la courbe lissée des prédictions).

D'après le Tableau 4 et la Figure 5, la surface et l'âge des parcelles exercent un effet significatif positif sur le nombre d'espèces spontanées. Plus précisément, le nombre d'espèces spontanées augmente de 23 espèces avec la surface et de 12 espèces avec l'âge. L'effet de la surface est donc supérieur à celui de l'âge. En revanche, la connectivité ne montre aucun effet significatif sur le nombre d'espèces spontanées.

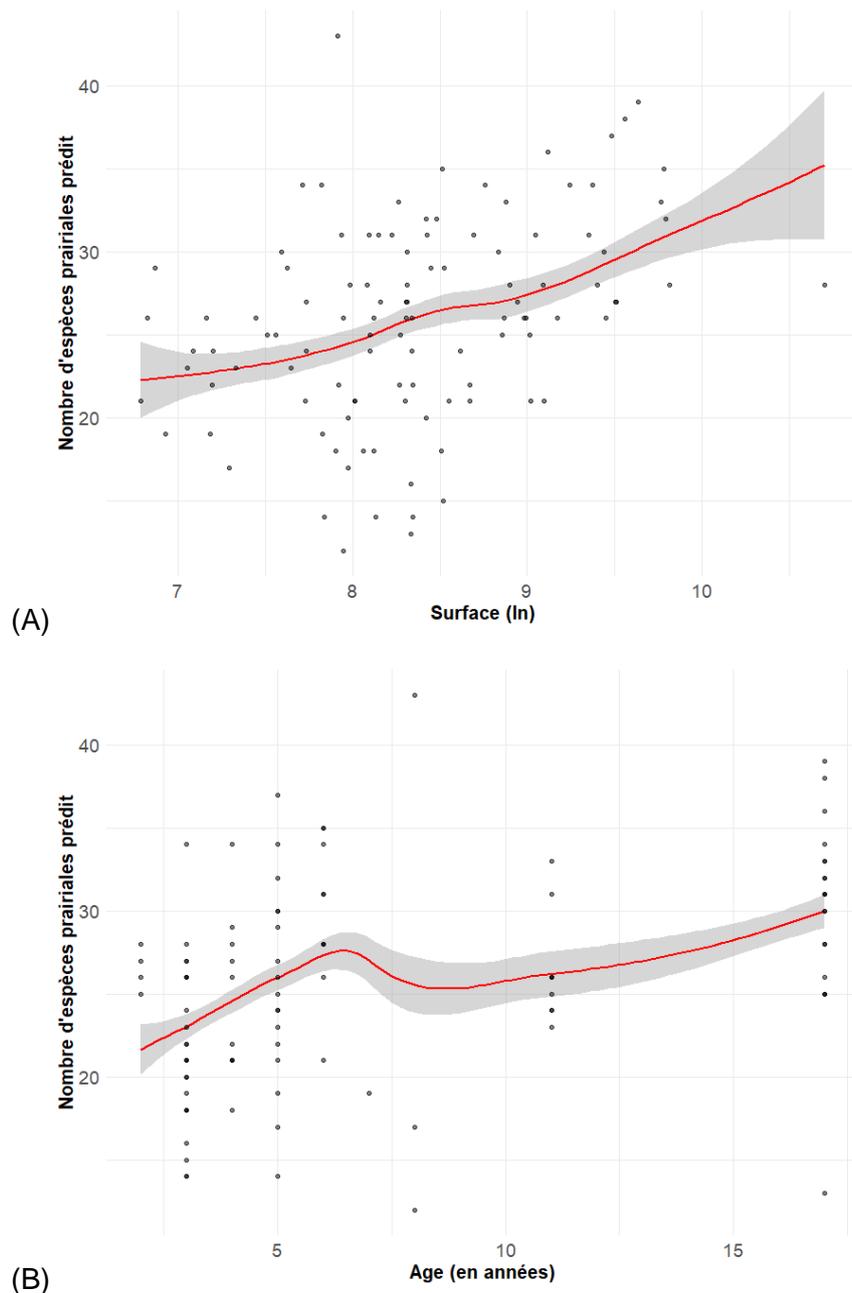


Figure 6 : A : Prédictions du GLM de Poisson, intégrant les trois variables explicatives, du nombre d'espèces prairiales en fonction de la surface (ln) des parcelles. B : Prédictions du GLM de Poisson, intégrant les trois variables explicatives, du nombre d'espèces prairiales en fonction de l'âge des parcelles. (Points noirs : données réelles du nombre d'espèces prairiales en fonction des variables explicatives ; ligne rouge : courbe lissée des prédictions du nombre d'espèces prairiales en fonction des variables explicatives ; bandeau gris : intervalles de confiance autour de la courbe lissée des prédictions).

D'après le Tableau 4 et la Figure 6, la surface et l'âge des parcelles ont un effet significatif positif sur le nombre d'espèces prairiales. L'effet positif de la surface et de l'âge est semblable (augmentation de 12 espèces avec la surface et augmentation de 18 espèces avec l'âge). Cependant, aucune significativité de la connectivité n'est observée.

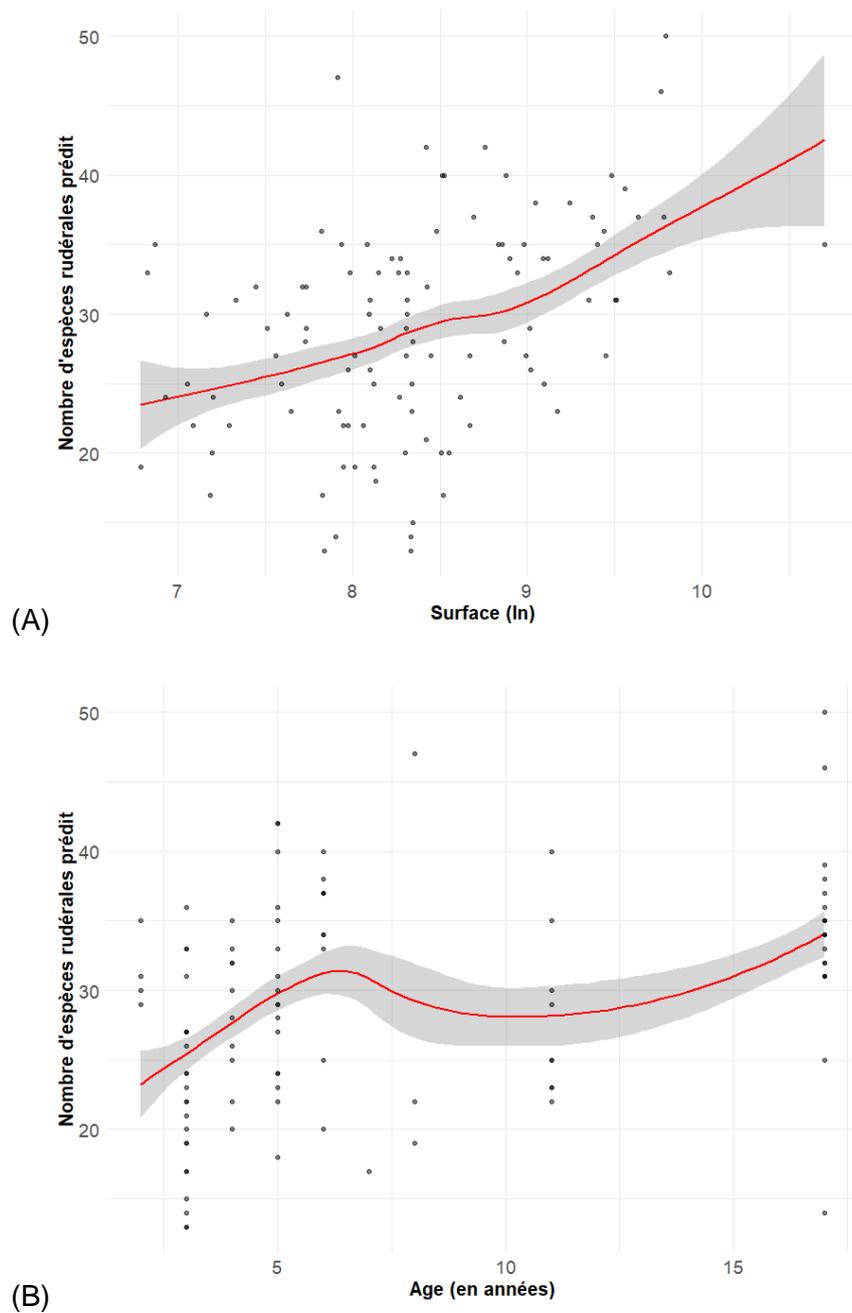


Figure 7 : A : Prédictions du GLM binomial négatif, intégrant les trois variables explicatives, du nombre d'espèces rudérales en fonction de la surface (ln) des parcelles. B : Prédictions du GLM binomial négatif, intégrant les trois variables explicatives, du nombre d'espèces rudérales en fonction de l'âge des parcelles. (Points noirs : données réelles du nombre d'espèces rudérales en fonction des variables explicatives ; ligne rouge : courbe lissée des prédictions du nombre d'espèces rudérales en fonction des variables explicatives ; bandeau gris : intervalles de confiance autour de la courbe lissée des prédictions).

D'après le Tableau 4 et la Figure 7, la surface et l'âge des parcelles impactent de manière significative et positive le nombre d'espèces rudérales. Le nombre d'espèces rudérales passe de 24 à 43 avec la surface et de 24 à 34 avec l'âge. La surface semble ici aussi avoir un effet plus important que l'âge sur le nombre d'espèces rudérales. La connectivité ne montre aucun effet significatif sur le nombre d'espèces rudérales.

Ainsi, la richesse spécifique (Fig. 4), le nombre d'espèces spontanées (Fig. 5), le nombre d'espèces prairiales (Fig. 6) et le nombre d'espèces rudérales (Fig. 7) sont influencés positivement par l'âge et la surface des parcelles. Plus les parcelles sont âgées et grandes, plus le nombre d'espèces (totale, spontanées, prairiales et rudérales) augmente.

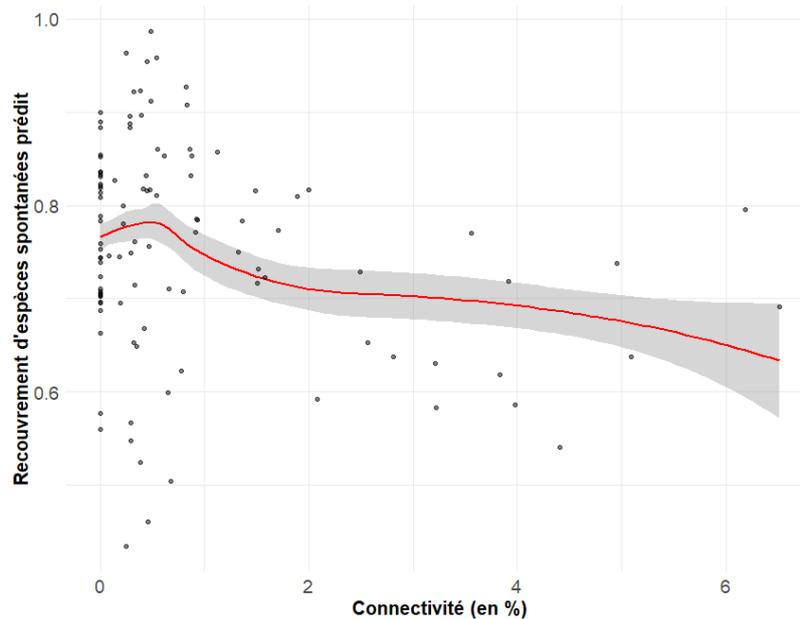


Figure 8 : Prédiction GLM quasi-binomiale (lien logit), intégrant les trois variables explicatives, du recouvrement d'espèces spontanées (en %) en fonction de la connectivité (en %). (Points noirs : données réelles du recouvrement d'espèces spontanées en fonction des variables explicatives ; ligne rouge : courbe lissée des prédictions du recouvrement d'espèces spontanées en fonction des variables explicatives ; bandeau gris : intervalles de confiance autour de la courbe lissée des prédictions).

D'après le Tableau 4 et la Figure 8, le recouvrement des espèces spontanées est influencé négativement par la connectivité des parcelles. Le recouvrement des espèces spontanées diminue de 0,11%. D'après l'« estimate », l'effet est cependant faible. La surface et l'âge des parcelles ne semblent pas avoir d'effet significatif sur ce recouvrement.

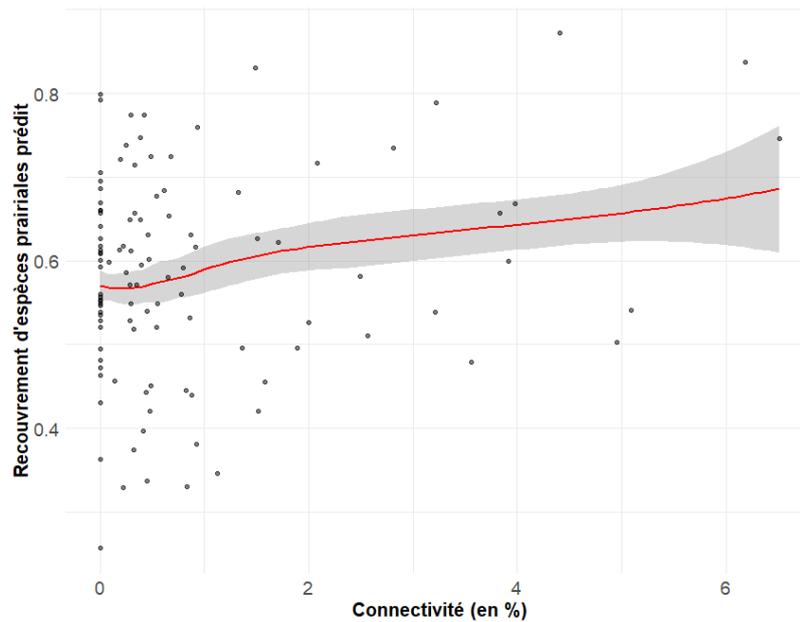


Figure 9 : Prédications du GLM quasi-binomiale (lien logit), intégrant les trois variables explicatives, du recouvrement des espèces prairiales (en %) en fonction de la connectivité (en %). (Points noirs : données réelles du recouvrement d'espèces prairiales en fonction des variables explicatives ; ligne rouge : courbe lissée des prédictions du recouvrement d'espèces prairiales en fonction des variables explicatives ; bandeau gris : intervalles de confiance autour de la courbe lissée des prédictions).

Selon le Tableau 4 et la Figure 9, le recouvrement des espèces prairiales est positivement impacté par la connectivité des parcelles. Le recouvrement des espèces prairiales augmente de 0,13%. Cependant l'effet est relativement faible selon l'« estimate ». En revanche, ni la surface ni l'âge des parcelles n'ont d'effet significatif sur le recouvrement des espèces prairiales.

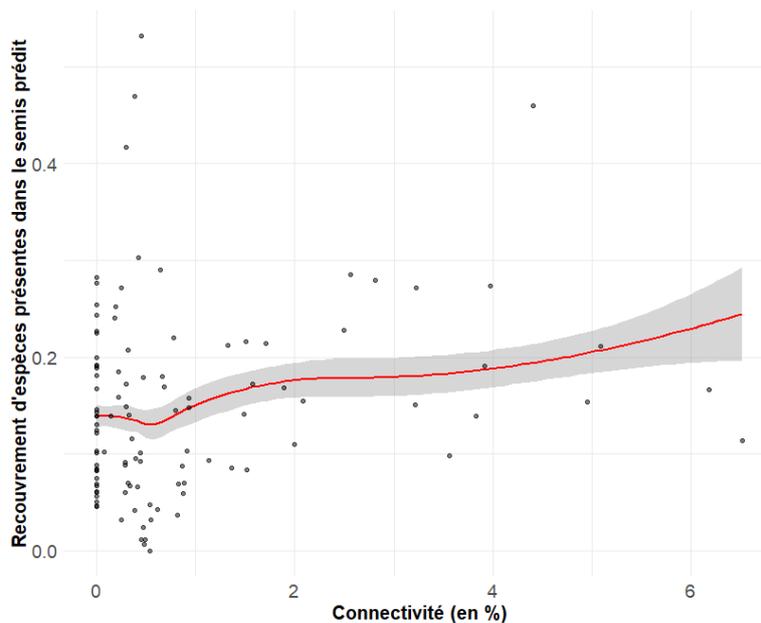


Figure 10 : Prédications GLM quasi-binomiale (lien logit), intégrant les trois variables explicatives, du recouvrement d'espèces présentes dans le semis (en %) en fonction de la connectivité (en %). (Points noirs : données réelles du recouvrement d'espèces présentes dans le semis en fonction des variables explicatives ; ligne rouge : courbe lissée des prédictions du recouvrement d'espèces présentes dans le semis en fonction des variables explicatives ; bandeau gris : intervalles de confiance autour de la courbe lissée des prédictions).

D'après le Tableau 4 et la Figure 10, la connectivité des parcelles exerce un effet positif sur le recouvrement des espèces du semis. Le recouvrement des espèces de semis augmente de 0,11%. Cet effet est modéré d'après l'« estimate ». Cependant, la surface et l'âge des parcelles n'ont pas d'impact significatif sur le recouvrement des espèces présentes dans le semis.

Ainsi, les recouvrements d'espèces spontanées, prairiales et de semis ne semblent pas influencés par l'âge ou la surface. Le recouvrement d'espèces spontanées (Fig. 8) est influencé négativement par la connectivité des parcelles. C'est-à-dire, que plus les parcelles sont connectées moins les espèces spontanées recouvrent les parcelles.

Inversement, le recouvrement d'espèces prairiales (Fig. 9) et le recouvrement d'espèces de semis (Fig. 10) sont influencés positivement par la connectivité des parcelles et donc plus les parcelles sont connectées entre elles et plus les espèces prairiales recouvrent les parcelles.

Il y a une cohérence dans les résultats. En effet, plus les parcelles sont isolées, plus les espèces spontanées recouvrent les parcelles et plus les parcelles sont connectées, plus les espèces de semis recouvrent les parcelles.

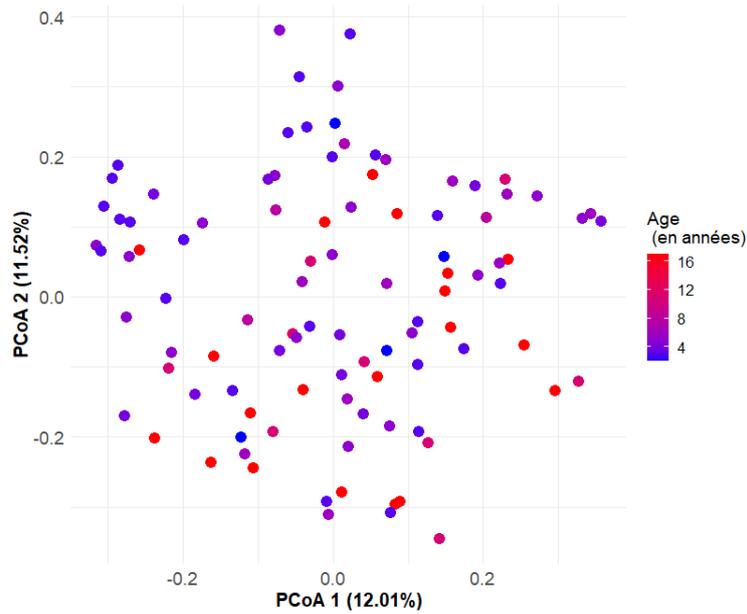


Figure 11 : Distribution des parcelles aménagées échantillonnées en fonction de leur composition en espèces spontanées (PCoA), et de leur âge (en années).

D'après la Figure 11, l'âge des parcelles ne semble pas avoir d'impact significatif sur le turnover potentiel des espèces spontanées.

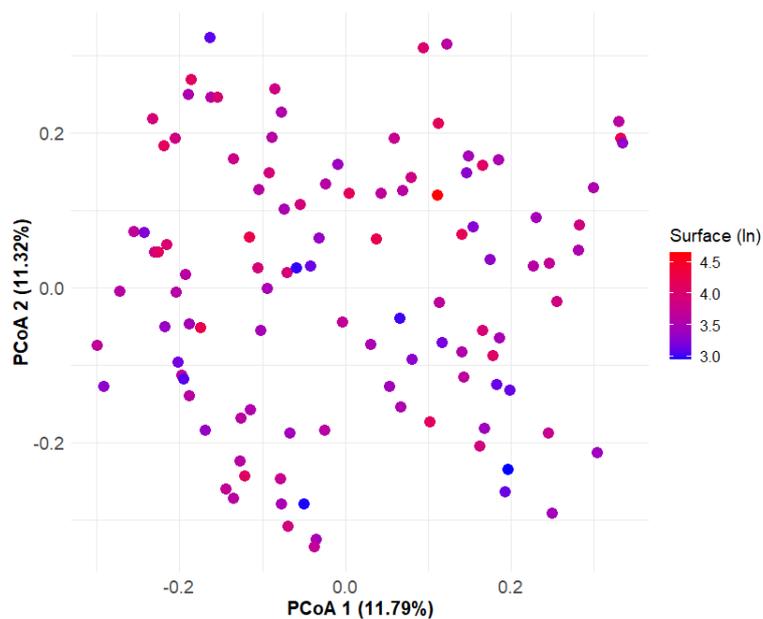


Figure 12 : Distribution des parcelles aménagées échantillonnées en fonction de leur composition en espèces spontanées (PCoA), et de leur surface (ln).

D'après la Figure 12, la surface des parcelles (ln) n'exerce pas d'influence significative sur la composition des espèces spontanées.

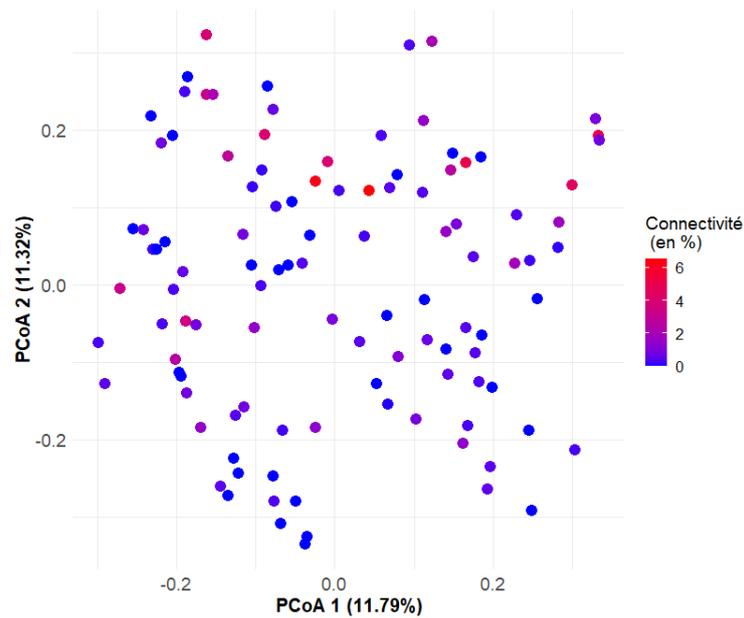


Figure 13 : Distribution des parcelles aménagées échantillonnées en fonction de leur composition en espèces spontanées (PCoA), et de leur connectivité en (%).

D'après la Figure 13, les parcelles fortement connectées semblent regroupées vers le haut. Néanmoins, il n'y a pas de séparation claire en fonction de la connectivité. Il ne semble pas avoir de turnover des espèces spontanées en fonction de la connectivité.

Ainsi, en fonction des différentes variables (âge, surface, connectivité), il n'y a pas de turnover des espèces spontanées.

5. Discussion

Ce travail se concentre sur la mesure agro-environnementale MC7c, les parcelles aménagées butineurs. Trois hypothèses sont formulées concernant ces parcelles et leur efficacité en tant qu'outil de renforcement du réseau écologique des prairies extensives. Les deux premières hypothèses s'appuient sur la théorie de la biogéographie insulaire et suggèrent que les espèces spontanées prairiales sont favorisées par la connectivité et la surface des parcelles. La troisième hypothèse repose sur la théorie du crédit de colonisation et postule que les parcelles nécessitent un certain temps pour atteindre un état d'équilibre. Ainsi, plus les parcelles sont anciennes, plus elles devraient être favorables pour les espèces spontanées prairiales.

Hypothèse 1 : Une connectivité élevée permet de favoriser les espèces spontanées prairiales.

Dans les résultats, on observe que la connectivité ne semble pas avoir d'effet sur le nombre d'espèces, qu'elles soient spontanées ou prairiales. Cependant, la connectivité semble avoir un effet sur le recouvrement des espèces. Il y a un effet significativement positif sur le recouvrement des espèces prairiales et des espèces présentes dans le semis et un effet significativement négatif sur le recouvrement des espèces spontanées. Cela montre d'une part que la colonisation d'espèces prairiales et d'espèces de semis ont été favorisées par une plus grande connectivité, mais d'autre part que les espèces spontanées se sont mieux développées lorsque les parcelles étaient isolées.

Il fait sens que le recouvrement des espèces prairiales et celui des espèces de semis suivent la même tendance. En outre, les espèces de semis sont principalement prairiales (Annexe 4 ; Annexe 5) (sauf quelques exception comme *Onobrychis viciifolia* ou *Silene latifolia subsp alba*). Les recouvrements de ces espèces font partie des plus élevés (*Leucanthum vulgare*, *Centaurea jacea*, *Festuca rubra*, ...) (Figure 2).

Par rapport aux espèces spontanées, les espèces de semis bénéficient d'un avantage. Contrairement aux espèces spontanées, celles des semis n'ont pas besoin de coloniser les parcelles pour y être présentes, puisqu'elles y sont directement implantées. De plus, même si certaines espèces du semis ne s'établissent pas immédiatement dans une parcelle, une forte connectivité avec d'autres parcelles favorise leur colonisation plus rapide, au détriment des espèces spontanées.

Pour le recouvrement des espèces spontanées, il semble étonnant que la connectivité ait un impact négatif sur ce dernier. De fait, le recouvrement des espèces spontanées diminue plus les parcelles sont proches. De plus, les résultats ne permettent pas d'affirmer qu'une plus grande connectivité permet d'augmenter le nombre d'espèces spontanées. L'hypothèse que la connectivité favorise les espèces spontanées ne peut pas être confirmée.

En revanche, les espèces spontanées qui montrent un fort recouvrement sont principalement des graminées, telles que *Holcus lanatus*, *Dactylis glomerata* ou *Bromus hordeaceus*. Ce sont des plantes dotées d'une grande capacité de dispersion et d'une forte compétitivité. Par exemple, *Holcus lanatus*, l'espèce la plus dominante en terme de recouvrement, présente une bonne tolérance à différents stress (Young et al., 2018). Ces graminées peuvent donc être présentes sur les bords de route ou les prairies intensives, qui sont des milieux non pris en compte pour le calcul de connectivité. On peut supposer que ces caractéristiques permettent à ces espèces de coloniser des parcelles isolées plus facilement que des espèces moins compétitives.

De plus, les résultats ne montrent pas d'effet de la connectivité sur le nombre d'espèces. Les espèces spontanées qui colonisent les parcelles connectées sont aussi nombreuses que celles présentes dans les parcelles isolées. Cependant, les parcelles connectées étant largement dominées par les espèces du semis, l'espace disponible pour l'établissement des espèces spontanées y est réduit. Ainsi, même si un nombre comparable d'espèces parvient à coloniser les parcelles connectées et isolées, leur recouvrement reste limité dans les parcelles connectées.

Le calcul de la connectivité peut aussi être remis en question. En effet, dans ce travail, la connectivité calculée est spatiale. Il existe d'autres connectivités telle que la connectivité fonctionnelle, qui prend en compte la capacité réelle des organismes à se déplacer entre les habitats. Par exemple, la distance de résistance n'est pas prise en compte dans la connectivité. Elle sert à déterminer le mouvement des organismes en considérant l'influence de l'environnement (Marrotte & Bowman, 2017). Des obstacles peuvent être présents entre les parcelles, et en fonction de ces derniers (forêt, route, etc...) la dispersion et la colonisation peuvent être impactés. Une étude de 2018 indique que la distance de résistance a un effet significativement négatif sur la diversité des espèces prairiales et la richesse des espèces avec une dispersion de courte et longue distance (Thiele et al., 2018). L'importance de la structure de l'environnement semble non négligeable dans le calcul de connectivité.

Hypothèse 2 : Une surface élevée des parcelles favorise les espèces spontanées prairiales.

Les résultats montrent que la surface a un effet positif sur la diversité des espèces (prairiales/rudérales et spontanées). Cependant, aucun effet de la surface n'est démontré sur le recouvrement des espèces spontanées et prairiales. Ainsi, une grande parcelle permet d'avoir une plus grande diversité d'espèces que les petites parcelles. Cela confirme l'hypothèse basée sur la théorie de la biogéographie insulaire (MacArthur & Wilson, 2001). Ces résultats sont aussi en accord avec la littérature, qui indique que la taille des parcelles a un impact sur les taux de colonisation et d'extinction. Plus les parcelles sont petites, plus le taux de colonisation est faible et plus celui de l'extinction augmente (Joshi et al., 2006).

Une grande parcelle induit une grande surface de colonisation disponible (MacArthur & Wilson, 2001). De plus, plus la surface d'une parcelle est élevée, plus cette parcelle peut être hétérogène. De fait, une grande surface permet une plus grande variabilité de conditions abiotiques. Les grandes parcelles peuvent donc présenter différents microclimats, des reliefs ou des orientations différentes (Turner & Gardner, 2015). Cette variété de microclimat offre une multitude de niches écologiques différentes que les espèces peuvent coloniser. De plus, l'hétérogénéité du milieu lui permet d'être stable et donc de protéger les populations des variations climatiques (Oliver et al., 2010). Il semble cohérent que les résultats indiquent que plus la surface est élevée, plus la diversité d'espèces présentes l'est aussi.

La taille de la parcelle va aussi jouer sur l'effet de bord de celle-ci. En fonction de la taille des parcelles, le rapport bordure/intérieur varie. Une petite parcelle va avoir un rapport bordure/intérieur plus grand que des grandes parcelles. Les petites parcelles auront donc une plus grande proportion de bordures que les grandes parcelles (Fletcher, Jr. et al., 2007). Les bordures de parcelles n'ont pas forcément les mêmes conditions abiotiques que l'intérieur. Des études montrent une augmentation de richesse spécifique à leur niveau (Odum, 1971; Kunin, 1998). Cependant, comme les conditions abiotiques diffèrent des conditions de prairies extensives, la flore qui s'installe dans ces bordures n'est pas celle recherchée. De plus, les bordures peuvent faciliter ou entraver la dispersion des espèces (Fagan et al., 1999). Dans des habitats fragmentés, comme les parcelles aménagées, les espèces voient leur dispersion perturbée (Laurance & Yensen, 1991). Les grandes parcelles sont donc à favoriser. Elles possèdent moins d'effet de bord et plus de stabilité à l'intérieur, grâce à leur hétérogénéité, ce qui leur permet d'avoir une plus grande diversité.

Une étude de 2018 montre que la connectivité est plus importante que la surface des parcelles pour la diversité des espèces qui ont une dispersion limitée (Thiele et al., 2018). Cependant, il est précisé que les parcelles sont linéaires. Ce qui n'est pas le cas des parcelles inventoriées

dans notre étude. En effet, certaines parcelles sont des bandes de quelques mètres de largeur mais d'autres sont de formes carrées, triangulaires ou polygonales irrégulières. La forme des parcelles n'est pas prise en compte dans l'étude, néanmoins elle peut avoir un impact sur la diversité des espèces. En effet, la forme des parcelles peut accentuer ou diminuer l'effet de bord. Les formes simples, comme les cercles, présentent un rapport périmètre/surface plus faible que les formes plus complexes de même surface (Turner & Gardner, 2015).

De plus, les espèces bénéficiant de cette connectivité sont celles dont la dispersion est limitée. Il est donc logique que les graminées, qui possèdent généralement une capacité de dispersion plus large, soient moins avantagées par la proximité des parcelles. Pour mieux comprendre ces dynamiques, il serait pertinent d'examiner de plus près la distance de dispersion des différentes espèces présentes dans les parcelles et de prendre en compte la forme des parcelles.

Hypothèse 3 : Plus une parcelle est âgée, plus la flore spontanée prairiale est favorisée.

Dans les résultats, on observe que l'âge des parcelles semble avoir un effet sur le nombre d'espèces, qu'elles soient spontanées, prairiales ou rudérales. Cependant, il ne semble pas avoir d'effet sur le recouvrement des espèces. L'âge aurait donc un effet significativement positif sur le nombre d'espèces.

On peut déduire qu'il y a un crédit de colonisation (Cristofoli et al., 2010) pour les parcelles MC7c. Un certain temps est nécessaire pour que les conditions de prairies extensives se mettent en place et que les parcelles puissent accueillir les espèces associées à ce milieu. En effet, les parcelles MC7 sont anciennement des terres arables (Service Public de Wallonie, 2024b). En fonction de la gestion précédente, des engrais ont pu être introduits. Comme évoqué dans l'introduction, l'azote et le phosphore peuvent subsister longtemps dans le sol et ont des effets négatifs sur la diversité des espèces (Socher et al., 2012). Les sols des nouvelles parcelles aménagées sont donc souvent assez riches et fertiles. Les espèces nitrophiles, qui peuvent être très compétitives (Ochoa-Hueso & Manrique, 2014), sont favorisées dans ces milieux. Les conditions biotiques et abiotiques favorables aux espèces de prairies extensives ne sont pas présentes pendant les premières années après la mise en place d'une parcelle.

Les parcelles aménagées MC7c sont fauchées une à deux fois dans l'année, entre fin juin et fin septembre. Ces fauches tardives vont appauvrir le sol au fur et à mesure des années (Piqueray et al., 2016). L'arrêt de la fertilisation du sol va accentuer cet appauvrissement (Service Public de Wallonie, 2024b). Cela va faire diminuer les populations d'espèces nitrophiles, compétitives, comme *Holcus lanatus* ou *Phleum pratense*, et permettre à des

espèces plus oligotrophes et moins compétitives, telles que *Festuca rubra* ou *Centaurea jacea*, de se développer (Piqueray et al., 2016).

Les espèces présentes dans la banque de graines peuvent aussi se retrouver dans des conditions favorables qui leur permettent de se développer. En fonction de l'historique de la parcelle (jachère, prairie, ...), différentes espèces, telles que *Viola arvensis*, peuvent être présentes dans la banque et rester des années dans le sol avant de se développer lorsque les conditions deviennent favorables (Christoffoleti & Caetano, 1998).

De plus, la fauche, selon la manière dont elle est réalisée, peut également influencer le développement de la flore sur les parcelles. En effet, les agriculteurs disposent d'une grande liberté dans la gestion de leurs parcelles, tant qu'ils respectent les dates et interdictions en vigueur. Par exemple, le matériel de fauche, s'il a été utilisé auparavant sur des prairies de haute valeur biologique, pourrait faciliter la colonisation par des espèces plus rares. La date de fauche pourrait aussi affecter les espèces présentes et leur recouvrement. Toutefois, cet impact est difficile à évaluer, car la gestion des parcelles par les agriculteurs peut varier d'une année à l'autre.

Chaque année représente aussi une nouvelle possibilité de colonisation pour les espèces spontanées. Cette possibilité est accentuée par la complexité de l'écosystème qui s'étoffe. Des strates différentes vont se mettre en place et de nouvelles niches écologiques seront disponibles (Bell et al., 1991). De plus, cette complexification va permettre de nouvelles interactions, avec la faune par exemple, ce qui peut favoriser la diversification des espèces présentes.

Enfin, dans ce travail beaucoup de facteurs influant sur la flore des parcelles n'ont pas pu être pris en compte. Il serait donc intéressant d'élargir cette étude pour vérifier l'effet de la surface, de l'âge et de la connectivité des parcelles en incluant la distance de résistance, la forme des parcelles, l'effet de bord, la banque de graines et la gestion des parcelles.

6. Conclusion

Depuis les années 40, l'agriculture a fortement évolué. Les pratiques se sont intensifiées et ont impacté la biodiversité, surtout les espèces adaptées aux milieux agricoles extensifs. Pour lutter contre ce déclin, l'Union européenne a mis en place des mesures agro-environnementales et climatiques. L'une d'entre elles, les parcelles aménagées butineurs (MC7c), a pour but de préserver les butineurs en leur fournissant des ressources. Ces parcelles doivent renforcer le réseau écologique des prairies extensives. Cette étude cherche à vérifier cela. Ainsi, trois hypothèses sont établies pour déterminer l'impact de la surface, de l'âge et de la connectivité des parcelles sur la flore spontanée prairiale. Des inventaires sur une centaine de parcelles aménagées sont effectués et des tests statistiques sont réalisés pour évaluer l'effet des différentes variables.

La première hypothèse est que la connectivité des parcelles favorise les espèces spontanées prairiales. D'après les résultats, l'hypothèse ne peut pas être validée. En effet, seul le recouvrement des espèces est impacté significativement, celui des espèces de semis et des espèces prairiales de façon positive et celui des espèces spontanées de façon négative. La littérature permet de prendre du recul sur les résultats. Les espèces des semis sont principalement prairiales et suivent donc la même tendance. La connectivité élevée donne un avantage de plus aux espèces de semis qui sont déjà présentes sur les parcelles. On peut aussi supposer que les espèces spontanées recouvrent les parcelles isolées car les espèces dominantes dans ces dernières sont des graminées plus compétitives. De plus, le calcul de connectivité peut être remis en question puisque certains facteurs comme la distance de résistance, qui peuvent influencer la flore, n'ont pas pu être pris en compte dans ce travail.

La deuxième hypothèse suppose que la surface favorise la flore spontanée prairiale. Les résultats vont dans le même sens que la littérature et valident l'hypothèse. De fait, une plus grande surface permet de réduire les effets de bord et d'offrir un milieu stable et hétérogène aux espèces. Cependant, ces résultats sont à relativiser puisque certaines études montrent un impact de la connectivité plus fort que celui de la surface sur des parcelles linéaires. La forme des parcelles peut aussi être un facteur influençant la flore spontanée car elle impacte l'effet de bord. Il pourrait donc être intéressant de se pencher sur cela.

Enfin, la troisième hypothèse indique qu'il y a un crédit de colonisation et que l'âge des parcelles favorise la flore spontanée prairiale. De nouveau, les résultats confirment l'hypothèse puisque le nombre d'espèces spontanées et prairiales augmente avec l'âge. La littérature semble aller dans ce sens aussi. Les parcelles riches et fertiles, anciennement terres arables, s'appauvrissent avec l'interdiction de fertilisation et avec les fauches tardives au fur et à

mesure des années. Elles atteignent un état d'équilibre avec des conditions de prairies extensives. De plus, la structure des parcelles se complexifiant au fil du temps, cela permet l'apparition de nouvelles niches écologiques pour les espèces spontanées.

Pour conclure, d'autres études pourraient être réalisées pour approfondir l'impact de la surface, de l'âge et de la connectivité des parcelles. Néanmoins, ce travail a démontré que la flore typique des prairies extensives utilise les parcelles aménagées MC7c pour s'y développer, surtout les parcelles âgées de grande surface. Les parcelles aménagées (MC7c) renforcent donc bien le réseau écologique des prairies extensives.

Bibliographie :

- Bartz, D., Bazin, G., Becheva, S., Bîrhală, B., Bradley, H., Chemnitz, C., ... (2019). *Atlas de la PAC : Chiffres et enjeux de la Politique Agricole Commune* (Deuxième é; F. Fouquelle, Ed.). Retrieved from www.fr.boell.org/fr/atlas-de-la-pac
- Biodiversité Wallonie (2023). *Le réseau écologique*. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/le-reseau-ecologique.html?IDC=3650>
- Bell, S. S., McCoy, E. D., & Mushinsky, H. R. (Éds.). (1991). *Habitat Structure : The physical arrangement of objects in space*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-3076-9>
- Calvet, R. (2005). *Les pesticides dans le sol: Conséquences agronomiques et environnementales*. Éd. « France agricole ».
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1(5), e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- Chansigaud, V. (2013). *L'Homme et la Nature. Une histoire mouvementée*. (Delachaux et Niestlé SA, Ed.).
- Christoffoleti, P. J., & Caetano, R. S. X. (1998). Soil seed banks. *Scientia Agricola*, 55(spe), 74-78. <https://doi.org/10.1590/S0103-90161998000500013>
- Couvreur, J. M., Fiévet, V., Smits, Q., & Dufrêne, M. (2015). Evaluation of the “observer effect” in botanical surveys of grasslands. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 19(2), 132–142.
- Cowie, R. H., Bouchet, P., & Fontaine, B. (2022). The Sixth Mass Extinction: Fact, fiction or speculation? *Biological Reviews*, 97(2), 640-663. <https://doi.org/10.1111/brv.12816>
- Cristofoli, S., Piqueray, J., Dufrêne, M., Bizoux, J., & Mahy, G. (2010). Colonization Credit in Restored Wet Heathlands. *Restoration Ecology*, 18(5), 645-655. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00495.x>
- Diamond, J. M. (1975). The island dilemma : Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, 7(2), 129-146. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(75\)90052-X](https://doi.org/10.1016/0006-3207(75)90052-X)
- Dufrêne, M. (2005). *Réseau écologique*.
- Fagan, W. F., Cantrell, R. S., & Cosner, C. (1999). How Habitat Edges Change Species Interactions. *The American Naturalist*, 153(2), 165-182. <https://doi.org/10.1086/303162>
- Fletcher, Jr., R. J., Ries, L., Battin, J., & Chalfoun, A. D. (2007). The role of habitat area and edge in fragmented landscapes : Definitely distinct or inevitably intertwined? This review is one of a series dealing with some aspects of the impact of habitat

- fragmentation on animals and plants. This series is one of several virtual symposia focussing on ecological topics that will be published in the Journal from time to time. *Canadian Journal of Zoology*, 85(10), 1017-1030. <https://doi.org/10.1139/Z07-100>
- Flore écologique de Belgique suivant la classification APG IV (Ptéridophytes et Spermatophytes) (2e édition) (avec Jacquemart, A.-L., & Descamps, C.). (2019). Editions Erasme ; UC Louvain : Agro Louvain ; Jardin botanique de Meise.*
- Fründ, J., Linsenmair, K. E., & Blüthgen, N. (2010). Pollinator diversity and specialization in relation to flower diversity. *Oikos*, 119(10), 1581-1590. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18450.x>
- Gossner, M. M., Lewinsohn, T. M., Kahl, T., Grassein, F., Boch, S., Prati, D., Birkhofer, K., Renner, S. C., Sikorski, J., Wubet, T., Arndt, H., Baumgartner, V., Blaser, S., Blüthgen, N., Börschig, C., Buscot, F., Diekötter, T., Jorge, L. R., Jung, K., ... Allan, E. (2016). Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature*, 540(7632), 266-269. <https://doi.org/10.1038/nature20575>
- Haaland, C., Naisbit, R. E., & Bersier, L.-F. (2011). Sown wildflower strips for insect conservation : A review: Wildflower strips for insect conservation. *Insect Conservation and Diversity*, 4(1), 60-80. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00098.x>
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., & De Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12(10), e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Harchies, M., Boeraeve, F., Bourdouxhe, A., & Dufrêne, M. (2018). *Cartographie du Réseau écologique wallon - Etat des lieux.*
- Haslett, J. R. (2007). *European strategy for the conservation of invertebrates : Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention).* Council of Europe Publ.
- Hatt, S., Uyttenbroeck, R., Bodson, B., Piqueray, J., Monty, A., & Francis, F. (s. d.). *Des bandes fleuries pour la lutte biologique : État des lieux, limites et perspectives en Wallonie – Une synthèse bibliographique.*
- Hauteclair, P. (2010). Fiche de gestion - Réseau nature (prairies de fauche, prairies fleuries). *Natagora Réseau Nature*. Consulté le 12 avril 2024, à l'adresse https://reseaunature.natagora.be/fileadmin/Projet_Reseau_Nature/Fiches_conseils/Gestion_-_Prairies_Fleuries_Fauches.pdf
- IPBES (2016) : *Résumé à l'intention des décideurs du rapport d'évaluation de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques concernant les pollinisateurs, la pollinisation et la production*

- alimentaire*. S. G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, H. T. Ngo, J. C. Biesmeijer, T. D. Breeze, L. V. Dicks, L. A. Garibaldi, R. Hill, J. Settele, A. J. Vanbergen, M. A. Aizen, S. A. Cunningham, C. Eardley, B. M. Freitas, N. Gallai, P. G. Kevan, A. Kovács-Hostyánszki, P. K. Kwapong, J. Li, X. Li, D. J. Martins, G. Nates-Parra, J. S. Pettis et B. F. Viana (sous la dir. de).
- Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J. R. B., Bakker, J. P., Bekker, R. M., Fillat, F., & Oomes, M. J. M. (1998). [No title found]. *Plant and Soil*, 202(1), 69-78. <https://doi.org/10.1023/A:1004389614865>
- Joshi, J., Stoll, P., Rusterholz, H.-P., Schmid, B., Dolt, C., & Baur, B. (2006). Small-scale experimental habitat fragmentation reduces colonization rates in species-rich grasslands. *Oecologia*, 148(1), 144-152. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0341-8>
- Kolkman, A., Dopagne, C., & Piqueray, J. (2022). Sown wildflower strips offer promising long term results for butterfly conservation. *Journal of Insect Conservation*, 26(3), 387–400. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00347-2>
- Kunin, W. E. (1998). Biodiversity at the edge : A test of the importance of spatial “mass effects” in the Rothamsted Park Grass experiments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95(1), 207-212. <https://doi.org/10.1073/pnas.95.1.207>
- Laurance, W. F., & Yensen, E. (1991). Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, 55(1), 77-92. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90006-U](https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90006-U)
- Lortie, C. J., Brooker, R. W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F. I., & Callaway, R. M. (2004). Rethinking plant community theory. *Oikos*, 107(2), 433-438. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13250.x>
- Lososová, Z., Axmanová, I., Chytrý, M., Midolo, G., Abdulhak, S., Karger, D. N., Renaud, J., Van Es, J., Vittoz, P., & Thuiller, W. (2023). Seed dispersal distance classes and dispersal modes for the European flora. *Global Ecology and Biogeography*, 32(9), 1485-1494. <https://doi.org/10.1111/geb.13712>
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (2001). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- Marrotte, R. R., & Bowman, J. (2017). The relationship between least-cost and resistance distance. *PLOS ONE*, 12(3), e0174212. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174212>
- Mazoyer, M., & Roudart, L. (1997). *Histoire des agricultures du monde : Du néolithique à la crise contemporaine*. Seuil.
- Melin, E. (1997). La problématique du réseau écologique : Bases théoriques et perspectives d'une stratégie écologique d'occupation et de gestion de l'espace. Colloque International *Le Réseau Écologique*, 39–56.

- Mercken, K., Boisson, S., Lebeau, J., & Mahy, G. (2019). *Carrières et zones agricoles : Une synergie pour la biodiversité*. <https://hdl.handle.net/2268/240505>
- Ministère de l'agriculture et de la Souveraineté alimentaire. (2022). *La Politique agricole commune (PAC), 60 ans d'histoire*. Consulté le 14 avril 2024, à l'adresse <https://agriculture.gouv.fr/la-politique-agricole-commune-pac-60-ans-dhistoire>
- Natagriwal. (s.d.-a). *Liste des MAEC*. Consulté le 14 avril 2024, à l'adresse <https://www.natagriwal.be/maec/liste-des-maec/>
- Natagriwal. (s. d.-b). *Prairie de haute valeur biologique (PHVB) - MC4*. <https://www.natagriwal.be/projet/prairie-de-haute-valeur-biologique-phvb/>
- Natagriwal. (2016). *Vade-mecum relatif à l'avis d'experts dans le cadre du programme agroenvironnemental - Prairie de haute valeur biologique - Méthode ciblée MC4*.
- Natagriwal. (2023). *Mesures de gestion dans le réseau Natura 2000 - En zones agricoles et forestières*. <https://www.natagriwal.be/?s=guide+gestion&id=1085>
- Ochoa-Hueso, R., & Manrique, E. (2014). Impacts of altered precipitation, nitrogen deposition and plant competition on a Mediterranean seed bank. *Journal of Vegetation Science*, 25(5), 1289-1298. <https://doi.org/10.1111/jvs.12183>
- Odum, E. P. 1971. *Fundamentals of ecology*. 3d ed. Saunders, Philadelphia.
- Oliver, T., Roy, D. B., Hill, J. K., Brereton, T., & Thomas, C. D. (2010). Heterogeneous landscapes promote population stability. *Ecology Letters*, 13(4), 473-484. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01441.x>
- O'Rourke, E., & Kramm, N. (2012). High nature value (HNV) farming and the management of upland diversity. A review. *European Countryside*, 4(2). <https://doi.org/10.2478/v10091-012-0018-3>
- Piqueray, J., Rouxhet, S., Hendrickx, S., & Mahy, G. (2016). *Changes in the vegetation of hay meadows under an agri-environment scheme in South Belgium*.
- Piqueray, J., Gilliau, V., Dopagne, C., & Mahy, G. (2017). Des bandes fleuries passées à la loupe. *Mille Lieux*, 4, 14–22.
- Piqueray, J., Gilliaux, V., Decruyenaere, V., Cornelis, J.-T., Uyttenbroeck, R., & Mahy, G. (2019). Management of Grassland-like Wildflower Strips Sown on Nutrient-rich Arable Soils : The Role of Grass Density and Mowing Regime. *Environmental Management*, 63(5), 647-657. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01153-y>

- Reid, W. V. (1998). Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(7), 275-280.
[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01363-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01363-9)
- Roberts, H.A. (1981) Seed banks in soils. *Advances in Applied Biology*, 6, 1-55.
- Robinson, R. A., & Sutherland, W. J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39(1), 157-176.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x>
- Service Public de Wallonie. (2021). Biodiversité. *Etat de L'environnement Wallon*.
<http://etat.environnement.wallonie.be/home/Infographies/biodiversite.html>
- Service Public de Wallonie. (2023a). Méthode agro-environnementales et climatiques. *Etat de l'Environnement Wallon*. <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/AGRI%2010.html#:~:text=Le%20Plan%20strat%C3%A9gique%20wallon%20relatif,%22Plan%20d'actiion%20agro%2D>
- Service Public de Wallonie. (2023b). Politiques européennes : évolution de la politique agricole commune. *Etat de l'environnement Wallon*. https://etat-agriculture.wallonie.be/contents/indicatorsheets/EAW-A_I_b_1.html
- Service Public de Wallonie. (2024a). *Diagnostic environnementale de la Wallonie*.
<https://ediwall.wallonie.be/depliant-diagnostic-environnemental-de-la-wallonie-2024-numerique-127422#:~:text=Le%20Diagnostic%20environnemental%20de%20la,les%20sols%20et%20la%20biodiversit%C3%A9>.
- Service Public de Wallonie. (2024b). MAEC Parcelles aménagées-MC7 (Nouveauté 2024). *Portail de l'agriculture wallonne*. <https://agriculture.wallonie.be/home/aides/pac-2023-2027-description-des-interventions/mesures-agro-environnementales-et-climatiques-nouveaute-2024/maec-parcelles-amenagees-mc7-nouveaute-2024.html>
- Smith, H., Feber, R. E., Morecroft, M. D., Taylor, M. E., & Macdonald, D. W. (2010). Short-term successional change does not predict long-term conservation value of managed arable field margins. *Biological Conservation*, 143(3), 813-822.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.025>
- Socher, S. A., Prati, D., Boch, S., Müller, J., Klaus, V. H., Hölzel, N., & Fischer, M. (2012). Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. *Journal of Ecology*, 100(6), 1391-1399.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02020.x>

- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., Snoo, G. R. de, & Eden, P. (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63(4), 337-365. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0473>
- Thiele, J., Kellner, S., Buchholz, S., & Schirmel, J. (2018). Connectivity or area : What drives plant species richness in habitat corridors? *Landscape Ecology*, 33(2), 173-181. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0606-8>
- Turner, M. G., & Gardner, R. H. (2015). *Landscape Ecology in Theory and Practice : Pattern and Process*. Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4>
- Wesche, K., Krause, B., Culmsee, H., & Leuschner, C. (2012). Fifty years of change in Central European grassland vegetation : Large losses in species richness and animal-pollinated plants. *Biological Conservation*, 150(1), 76-85. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.015>
- Young, E., Carey, M., Meharg, A. A., & Meharg, C. (2018). Microbiome and ecotypic adaption of *Holcus lanatus* (L.) to extremes of its soil pH range, investigated through transcriptome sequencing. *Microbiome*, 6(1), 48. <https://doi.org/10.1186/s40168-018-0434-3>
- Zingg, S., Ritschard, E., Arlettaz, R., & Humbert, J.-Y. (2019). Increasing the proportion and quality of land under agri-environment schemes promotes birds and butterflies at the landscape scale. *Biological Conservation*, 231, 39-48. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.022>

Annexes :

Annexe 1 : Tableau des différents mélanges proposés par les fournisseurs.

Natura Loci Mélanges MAEC Bandes pour insectes butineurs - nouvelle formule	Natura Loci Mélanges MAEC Bandes pour insectes butineurs	Ecosem Mélanges butineurs
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Achillea millefolium</i>	<i>Agrostis tenuis</i>
<i>Anthriscus sylvestris</i>		<i>Festuca rubra commutata</i>
<i>Betonica officinalis</i>	<i>Centaurea jacea</i>	<i>Poa pratensis</i>
<i>Centaurea jacea</i>	<i>Cichorium intybus</i>	<i>Lotus corniculatus</i>
<i>Daucus carota</i>	<i>Daucus carota</i>	<i>Onobrychis viciifolia</i>
<i>Crepis Biennis</i>	<i>Galium verum</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Galium verum</i>	<i>Geranium pyrenaicum</i>	<i>Achillea millefolium</i>
<i>Knautia arvensis</i>	<i>Leucanthemum vulgare</i>	<i>Centaurea thuillieri</i>
<i>Leucanthemum vulgare</i>		<i>Cichorium intybus</i>
<i>Malva moschata</i>	<i>Malva moschata</i>	<i>Clinopodium vulgare</i>
<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Origanum vulgare</i>	<i>Daucus carota</i>
<i>Silene latifolia alba</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Geranium pyrenaicum</i>
<i>Silene vulgaris</i>	<i>Silene latifolia alba</i>	<i>Leucanthemum vulgare</i>
<i>Tragopogon pratensis</i>		<i>Origanum vulgare</i>
<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Plantago lanceolata</i>
<i>Onobrychis Viciifolia</i>	<i>Medicago lupulina</i>	<i>Silene latifolia alba</i>
<i>Trifolium pratense</i>	<i>Onobrychis Viciifolia</i>	<i>Silene vulgaris</i>
<i>Agrostis tenuis</i>		<i>Galium verum</i>
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Trifolium pratense</i>	<i>Medicago sativa</i>
<i>Festuca rubra</i>	<i>Agrostis capillaris</i>	
<i>Poa Pratensis</i>	<i>Festuca rubra</i>	
	<i>Poa Pratensis</i>	

Modèle binomiale négatif :

Richesse spécifique :

```
glm.nb(Rcesp~age +Pconnect+Log_surface,data=donnees)
```

Nombre d'espèces spontanées :

```
glm.nb(nb_spont ~ age + Log_surface + Pconnect, data = donnees)
```

Nombre d'espèces rudérales :

```
glm.nb(nb_rudérale ~ age + Log_surface + Pconnect, data = donnees)
```

Nombre d'espèces de semis :

```
glm.nb(nb_semi ~ age + Pconnect + Log_surface, data = donnees)
```

Modèle de Poisson :

Nombre d'espèces prairiales :

```
GLM.nb_prairie<- glm(nb_prairie ~ age +Log_surface+Pconnect, data = donnees, family = poisson(link = "log"))
```

Modèle quasi-binomiale :

Recouvrement des espèces prairiales :

```
glm(Pprairiale ~ Pconnect + Log_surface + age, family = quasibinomial(link = "logit"), data = donnees)
```

Recouvrement des espèces spontanées :

```
glm(Pspont ~ Pconnect + Log_surface + age, family = quasibinomial(link = "logit"), data = donnees)
```

Recouvrement des espèces de semis :

```
glm(Psemi ~ Pconnect + Log_surface + age, family = quasibinomial(link = "logit"), data = donnees)
```

Annexe 3 : Tableau des espèces spontanées inventoriées dans les 108 relevés.

Espèces spontanées			
<i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Dipsacus fullonum</i>	<i>Leontodon hispidus</i>	<i>Scrophularia nodosa</i>
<i>Agrimonia eupatoria</i>	<i>Elymus repens</i>	<i>Linaria vulgaris</i>	<i>Senecio jacobaea</i>
<i>Alliaria petiolata</i>	<i>Epilobium tetragonum</i>	<i>Lolium multiflorum</i>	<i>Senecio squalidus</i>
<i>Allium vineale</i>	<i>Epipactis helleborine</i>	<i>Lolium perenne</i>	<i>Silene dioica</i>
<i>Alopecurus myosuroides</i>	<i>Equisetum sp.</i>	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	<i>Sinapis arvensis</i>
<i>Alopecurus pratensis</i>	<i>Eupatorium cannabinum</i>	<i>Malva sylvestris</i>	<i>Solanum tuberosum</i>
<i>Anagallis arvensis</i>	<i>Euphorbia amygdaloides</i>	<i>Matricaria recutita</i>	<i>Sonchus arvensis</i>
<i>Andryala integrifolia</i>	<i>Euphorbia lathyris</i>	<i>Melilotus albus</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Angelica sylvestris</i>	<i>Festuca arundinacea</i>	<i>Melilotus officinalis</i>	<i>Stachys sylvatica</i>
<i>Anisantha sterilis</i>	<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Mentha arvensis</i>	<i>Stellaria graminea</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Fraxinus angustifolia</i>	<i>Mentha suaveolens</i>	<i>Stellaria holostea</i>
<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Gaillardia aestivalis</i>	<i>Molinia caerulea</i>	<i>Stellaria media</i>
<i>Arum italicum</i>	<i>Galeopsis tetrahit</i>	<i>Myosotis arvensis</i>	<i>Stellaria palustris</i>
<i>Avena fatua</i>	<i>Galium aparine spurium</i>	<i>Oenothera biennis</i>	<i>Succisa pratensis</i>
<i>Avena sativa</i>	<i>Galium mollugo</i>	<i>Papaver rhoeas</i>	<i>Symphytum officinale</i>
<i>Avenula pubescens</i>	<i>Geranium dissectum</i>	<i>Pentaglottis sempervirens</i>	<i>Tanacetum vulgare</i>
<i>Bellis perennis</i>	<i>Geranium robertianum</i>	<i>Phacelia tanacetifolia</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Borago officinalis</i>	<i>Geum urbanum</i>	<i>Phleum pratense</i>	<i>Trifolium dubium</i>
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	<i>Glebionis segetum</i>	<i>Picris hieracioides</i>	<i>Trifolium hybridum</i>
<i>Bromus hordeaceus</i>	<i>Glechoma hederacea</i>	<i>Plantago major</i>	<i>Trifolium incarnatum</i>
<i>Bryonia cretica dioica</i>	<i>Glyceria fluitans</i>	<i>Poa trivialis</i>	<i>Trifolium medium</i>
<i>Campanula rapunculus</i>	<i>Heracleum sphondylium</i>	<i>Polygonum aviculare</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Carduus crispus</i>	<i>Hesperis matronalis</i>	<i>Populus alba</i>	<i>Trisetum flavescens</i>
<i>Carex flacca</i>	<i>Hieracium aurantiacum</i>	<i>Potentilla anserina</i>	<i>Triticum aestivum</i>
<i>Carex hirta</i>	<i>Holcus lanatus</i>	<i>Potentilla reptans</i>	<i>Typha latifolia</i>
<i>Carex sylvatica</i>	<i>Hypericum hirsutum</i>	<i>Potentilla sterilis</i>	<i>Urtica dioica</i>
<i>Cerastium fontanum</i>	<i>Hypericum maculatum</i>	<i>Prunus spinosa</i>	<i>Veronica agrestis</i>
<i>Cirsium arvense</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Ranunculus acris</i>	<i>Veronica arvensis</i>
<i>Clematis vitalba</i>	<i>Hypochaeris radicata</i>	<i>Ranunculus bulbosus</i>	<i>Veronica chamaedrys</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Juncus conglomeratus</i>	<i>Ranunculus repens</i>	<i>Vicia cracca</i>
<i>Cornus sanguinea</i>	<i>Juncus inflexus</i>	<i>Raphanus raphanistrum</i>	<i>Vicia hirsuta</i>
<i>Corylus avellana</i>	<i>Juncus tenuis</i>	<i>Rhamnus saxatilis</i>	<i>Vicia sativa</i>
<i>Crataegus sp.</i>	<i>Lactuca virosa</i>	<i>Rosa sp.</i>	<i>Vicia sepium</i>
<i>Crepis capillaris</i>	<i>Lamium album</i>	<i>Rubus caesius</i>	<i>Vicia tetrasperma</i>
<i>Cruciata laevipes</i>	<i>Lamium purpureum</i>	<i>Rumex acetosa</i>	<i>Viola arvensis</i>
<i>Cyanus segetum</i>	<i>Lapsana communis</i>	<i>Rumex crispus</i>	<i>Vulpia myuros</i>

<i>Cynosurus cristatus</i>	<i>Lathyrus nissolia</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>	
<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Lathyrus pratensis</i>	<i>Sanguisorba minor</i>	
<i>Dianthus barbatus</i>	<i>Lathyrus sativus</i>	<i>Scrophularia auriculata</i>	

Annexe 4 : A : Tableau des espèces, présentes dans le semis, inventoriées dans les 108 relevés. B : Tableau des espèces, probablement présentes dans le semis, inventoriées dans les 108 relevés.

(A)

(B)

Espèces présentes dans le semis	Espèces probablement présentes dans le semis
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Agrostis capillaris</i>
<i>Centaurea jacea</i>	<i>Anthoxanthum odoratum</i>
<i>Daucus carota</i>	<i>Anthriscus sylvestris</i>
<i>Festuca rubra</i>	<i>Cichorium intybus</i>
<i>Galium verum</i>	<i>Crepis biennis</i>
<i>Leucanthemum vulgare</i>	<i>Geranium pyrenaicum</i>
<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Knautia arvensis</i>
<i>Malva moschata</i>	<i>Medicago lupulina</i>
<i>Onobrychis viciifolia</i>	<i>Medicago sativa</i>
<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Origanum vulgare</i>
<i>Poa pratensis</i>	<i>Silene vulgaris</i>
<i>Silene latifolia alba</i>	<i>Tragopogon pratensis</i>
<i>Trifolium pratense</i>	

Annexe 5 : Tableau des espèces prairiales inventoriées dans les 108 relevés.

Espèces prairiales			
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Cynosurus cristatus</i>	<i>Lathyrus pratensis</i>	<i>Rumex acetosa</i>
<i>Agrimonia eupatoria</i>	<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Leontodon hispidus</i>	<i>Rumex crispus</i>
<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Daucus carota</i>	<i>Leucanthemum vulgare</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>
<i>Alopecurus pratensis</i>	<i>Elymus repens</i>	<i>Lolium multiflorum</i>	<i>Sanguisorba minor</i>
<i>Angelica sylvestris</i>	<i>Festuca arundinacea</i>	<i>Lolium perenne</i>	<i>Senecio jacobaea</i>
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Festuca rubra</i>	<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Stellaria graminea</i>
<i>Anthriscus sylvestris</i>	<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	<i>Stellaria palustris</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Galium aparine spurium</i>	<i>Malva moschata</i>	<i>Succisa pratensis</i>
<i>Avenula pubescens</i>	<i>Galium mollugo</i>	<i>Medicago lupulina</i>	<i>Symphytum officinale</i>
<i>Bellis perennis</i>	<i>Galium verum</i>	<i>Mentha arvensis</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Campanula rapunculus</i>	<i>Glechoma hederacea</i>	<i>Mentha suaveolens</i>	<i>Tragopogon pratensis</i>
<i>Carex flacca</i>	<i>Heracleum sphondylium</i>	<i>Molinia caerulea</i>	<i>Trifolium dubium</i>
<i>Carex hirta</i>	<i>Holcus lanatus</i>	<i>Phleum pratense</i>	<i>Trifolium hybridum</i>
<i>Centaurea jacea</i>	<i>Hypericum maculatum</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Trifolium medium</i>
<i>Cerastium fontanum</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Cirsium arvense</i>	<i>Hypochaeris radicata</i>	<i>Poa trivialis</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Juncus conglomeratus</i>	<i>Potentilla reptans</i>	<i>Trisetum flavescens</i>
<i>Crepis biennis</i>	<i>Juncus inflexus</i>	<i>Ranunculus acris</i>	<i>Urtica dioica</i>
<i>Crepis capillaris</i>	<i>Juncus tenuis</i>	<i>Ranunculus bulbosus</i>	<i>Veronica chamaedrys</i>
<i>Cruciata laevipes</i>	<i>Knautia arvensis</i>	<i>Ranunculus repens</i>	<i>Vicia cracca</i>

Annexe 6 : Tableau des espèces rudérales inventoriées dans les 108 relevés.

Espèces rudérales			
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Dipsacus fullonum</i>	<i>Leucanthemum vulgare</i>	<i>Rumex crispus</i>
<i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Elymus repens</i>	<i>Linaria vulgaris</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>
<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Epilobium tetragonum</i>	<i>Lolium perenne</i>	<i>Senecio jacobaea</i>
<i>Alliaria petiolata</i>	<i>Equisetum sp.</i>	<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Senecio squalidus</i>
<i>Allium vineale</i>	<i>Galeopsis tetrahit</i>	<i>Malva moschata</i>	<i>Silene latifolia alba</i>
<i>Alopecurus myosuroides</i>	<i>Galium aparine spurium</i>	<i>Malva sylvestris</i>	<i>Silene vulgaris</i>
<i>Alopecurus pratensis</i>	<i>Galium mollugo</i>	<i>Matricaria recutita</i>	<i>Sinapis arvensis</i>
<i>Anisantha sterilis</i>	<i>Geranium dissectum</i>	<i>Medicago lupulina</i>	<i>Sonchus arvensis</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Geranium pyrenaicum</i>	<i>Melilotus albus</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Geranium robertianum</i>	<i>Melilotus officinalis</i>	<i>Stellaria media</i>
<i>Avena fatua</i>	<i>Geum urbanum</i>	<i>Mentha suaveolens</i>	<i>Tanacetum vulgare</i>
<i>Bellis perennis</i>	<i>Glechoma hederacea</i>	<i>Myosotis arvensis</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Borago officinalis</i>	<i>Heracleum sphondylium</i>	<i>Oenothera biennis</i>	<i>Tragopogon pratensis</i>
<i>Bromus hordeaceus</i>	<i>Hesperis matronalis</i>	<i>Origanum vulgare</i>	<i>Trifolium dubium</i>
<i>Campanula rapunculus</i>	<i>Hieracium aurantiacum</i>	<i>Papaver rhoeas</i>	<i>Trifolium hybridum</i>
<i>Carduus crispus</i>	<i>Holcus lanatus</i>	<i>Pentaglottis sempervirens</i>	<i>Trifolium medium</i>
<i>Carex hirta</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Phleum pratense</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Centaurea jacea</i>	<i>Hypochaeris radicata</i>	<i>Picris hieracioides</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Cichorium intybus</i>	<i>Juncus conglomeratus</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Urtica dioica</i>
<i>Cirsium arvense</i>	<i>Juncus tenuis</i>	<i>Plantago major</i>	<i>Veronica agrestis</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Lactuca virosa</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Vicia cracca</i>
<i>Crepis biennis</i>	<i>Lamium album</i>	<i>Polygonum aviculare</i>	<i>Vicia hirsuta</i>
<i>Crepis capillaris</i>	<i>Lamium purpureum</i>	<i>Potentilla anserina</i>	<i>Vicia sativa</i>
<i>Cruciata laevipes</i>	<i>Lapsana communis</i>	<i>Potentilla reptans</i>	<i>Viola arvensis</i>
<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Lathyrus nissolia</i>	<i>Ranunculus repens</i>	<i>Vulpia myuros</i>
<i>Daucus carota</i>	<i>Lathyrus pratensis</i>	<i>Raphanus raphanistrum</i>	

Annexe 7 : Tableau des espèces d'un autre type inventoriées dans les 108 relevés.

Espèces d'un autre type			
<i>Alliaria petiolata</i>	<i>Epipactis helleborine</i>	<i>Lolium multiflorum</i>	<i>Silene dioica</i>
<i>Alopecurus myosuroides</i>	<i>Equisetum sp.</i>	<i>Malva sylvestris</i>	<i>Silene latifolia alba</i>
<i>Anagallis arvensis</i>	<i>Eupatorium cannabinum</i>	<i>Matricaria recutita</i>	<i>Sinapis arvensis</i>
<i>Andryala integrifolia</i>	<i>Euphorbia amygdaloides</i>	<i>Medicago sativa</i>	<i>Solanum tuberosum</i>
<i>Angelica sylvestris</i>	<i>Euphorbia lathyris</i>	<i>Molinia caerulea</i>	<i>Sonchus arvensis</i>
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Festuca rubra</i>	<i>Myosotis arvensis</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Anthriscus sylvestris</i>	<i>Fraxinus angustifolia</i>	<i>Onobrychis viciifolia</i>	<i>Stachys sylvatica</i>
<i>Arum italicum</i>	<i>Gaillardia aestivalis</i>	<i>Papaver rhoeas</i>	<i>Stellaria graminea</i>
<i>Avena fatua</i>	<i>Galeopsis tetrahit</i>	<i>Pentaglottis sempervirens</i>	<i>Stellaria holostea</i>
<i>Avena sativa</i>	<i>Galium aparine spurium</i>	<i>Phacelia tanacetifolia</i>	<i>Stellaria media</i>
<i>Borago officinalis</i>	<i>Galium verum</i>	<i>Phleum pratense</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	<i>Geranium dissectum</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Trifolium hybridum</i>
<i>Bromus hordeaceus</i>	<i>Geranium robertianum</i>	<i>Plantago major</i>	<i>Trifolium incarnatum</i>
<i>Bryonia cretica dioica</i>	<i>Geum urbanum</i>	<i>Polygonum aviculare</i>	<i>Triticum aestivum</i>
<i>Carex flacca</i>	<i>Glebionis segetum</i>	<i>Populus alba</i>	<i>Typha latifolia</i>
<i>Carex sylvatica</i>	<i>Glechoma hederacea</i>	<i>Potentilla sterilis</i>	<i>Urtica dioica</i>
<i>Clematis vitalba</i>	<i>Glyceria fluitans</i>	<i>Prunus spinosa</i>	<i>Veronica agrestis</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Hypericum hirsutum</i>	<i>Raphanus raphanistrum</i>	<i>Veronica arvensis</i>
<i>Cornus sanguinea</i>	<i>Hypochaeris radicata</i>	<i>Rhamnus saxatilis</i>	<i>Vicia cracca</i>
<i>Corylus avellana</i>	<i>Juncus tenuis</i>	<i>Rosa sp.</i>	<i>Vicia hirsuta</i>
<i>Crataegus sp.</i>	<i>Lamium album</i>	<i>Rubus caesius</i>	<i>Vicia sativa</i>
<i>Cyanus segetum</i>	<i>Lamium purpureum</i>	<i>Rumex crispus</i>	<i>Vicia sepium</i>
<i>Elymus repens</i>	<i>Lathyrus nissolia</i>	<i>Scrophularia auriculata</i>	<i>Vicia tetrasperma</i>
<i>Epilobium tetragonum</i>	<i>Lathyrus sativus</i>	<i>Scrophularia nodosa</i>	<i>Viola arvensis</i>