

Des bandes fleuries pour la lutte biologique : état des lieux, limites et perspectives en Wallonie – Une synthèse bibliographique.

Séverin Hatt^{(1,2)*}, Roel Uyttenbroeck^(1,3), Bernard Bodson⁽⁴⁾, Julien Piqueray⁽⁵⁾, Arnaud Monty⁽³⁾ & Frédéric Francis⁽²⁾

⁽¹⁾ AgricultureIsLife.be, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Passage des Déportés 2, 5030 Gembloux, Belgique.

⁽²⁾ Unité d'Entomologie fonctionnelle et évolutive, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Passage des Déportés 2, 5030 Gembloux, Belgique.

⁽³⁾ Unité Biodiversité & Paysage, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Passage des Déportés 2, 5030 Gembloux, Belgique.

⁽⁴⁾ Unité de Phytotechnie des régions tempérées et Ferme expérimentale, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Passage des Déportés 2, 5030 Gembloux, Belgique.

⁽⁵⁾ Natagriwal asbl, Passage des Déportés 2, 5030 Gembloux, Belgique.

* E-mail: severin.hatt@ulg.ac.be

Reçu le 10 octobre 2014, accepté le 13 mars 2015.

Parmi les Mesures Agri-Environnementales wallonnes soutenues par l'Union Européenne figure l'aménagement des bordures de parcelles. Il existe divers types d'aménagements dont celui d'y semer des mélanges fleuris. Ceux-ci sont connus pour abriter une large diversité d'insectes et parmi eux, des ennemis naturels des ravageurs qui peuvent être mobilisés pour lutter biologiquement contre ces derniers. Néanmoins, semer des bandes fleuries n'implique pas nécessairement un service de lutte biologique dans les cultures adjacentes. En effet, il dépend notamment de la capacité des fleurs à attirer les ennemis naturels au moment adéquat et de les maintenir dans le milieu tout en les laissant migrer dans les cultures adjacentes. C'est pourquoi, une réflexion portant sur la composition des mélanges fleuris est nécessaire. Dans ce cadre, cette synthèse met en avant l'intérêt de considérer les traits fonctionnels des plantes en présentant le concept de diversité fonctionnelle. Par ailleurs, les bandes fleuries semées, lorsqu'elles sont pérennes, doivent être entretenues, ceci en les fauchant. Néanmoins, cette fauche affecte à la fois les populations d'insectes et de fleurs du fait de la destruction momentanée du milieu. Optimiser le service de lutte biologique passerait donc aussi par une gestion appropriée des bordures de parcelles.

Mots-clés: Ennemis naturels, insectes ravageurs, diversité fonctionnelle, régime de fauche, services écosystémiques.

Managing field margins takes part of the Agri-Environmental Measures supported by the European Union in Wallonia. Among possible infrastructures, wildflower strips are known to conserve a wide diversity of insects, including natural enemies that can be mobilized to biologically control pests. However, the efficiency of pest control is not guaranteed. It depends mainly on the ability of flowers to attract natural enemies at the right time and to keep them in this environment while favoring their migration into adjacent crops. A reflection on the composition of the floral mixtures may optimize their capacity in biological control. In this context, this review paper put forward the interest of considering functional traits of flowers and presents the concept of functional diversity. Furthermore, the sown perennial wildflower strips should be maintained by regular mowing. However, mowing affects both insect and plant populations due to momentary destruction of the habitat. An appropriate management of field margins is therefore needed to optimize the pest control service provided.

Keywords: Natural enemies, insect pests, functional trait diversity, mowing regime, ecosystem services.

INTRODUCTION

Les insectes ravageurs sont à l'origine de dégâts sur les plantes cultivées entraînant des pertes de rendement. En occident, afin de limiter la présence de ces ravageurs, l'utilisation d'insecticides chimiques s'est généralisée dans la seconde moitié du XXème siècle (Devine & Furlong, 2007). Mais leurs effets néfastes sur l'environnement (Devine *et al.*, 2007; Gibbons *et al.*, 2014) et la santé humaine (Baldi *et al.*, 2013) sont de plus en plus avérés. De plus, l'application excessive de molécules chimiques favorise le développement de résistances par les insectes cibles (Thieme *et al.*, 2010) limitant alors l'efficacité des traitements. Ceci appelle à une réduction de leur emploi et au développement et à l'utilisation de méthodes alternatives, telles que la lutte biologique.

La lutte biologique a été définie comme « l'utilisation d'ennemis naturels pour réduire à un niveau acceptable les dégâts causés par des organismes nuisibles » (Debach, 1991). En pratique, trois méthodes existent (Debach, 1991). La première, dite classique, consiste en l'importation et l'établissement de nouveaux ennemis naturels exogènes à l'environnement. La seconde, dite augmentative, vise à accroître le nombre d'ennemis naturels endogènes à l'environnement par la libération d'individus multipliés en laboratoire, ou en les attirant grâce à des signaux chimiques émis volontairement. La troisième, dite conservative, cherche à maintenir les ennemis naturels déjà établis dans l'environnement en aménageant des habitats appropriés. Nous nous concentrerons ici sur cette troisième méthode.

En Wallonie, 43% de la surface est occupée par l'agriculture, dont 40% est dédiée à la culture (Service public de Wallonie, 2014). Mais la campagne wallonne comporte aussi de nombreux éléments paysagers que sont les lisières forestières, les haies, les arbres isolés ou encore les bordures de parcelles aménagées, par exemple semées de fleurs sauvages en bandes. Dans ce contexte, les interactions entre les parcelles cultivées et les milieux semi-naturels sont nombreuses (Cremer *et al.*, 2010; Hance *et al.*, 2010) et peuvent être valorisées à travers la promotion des services écosystémiques (Jacobs *et al.*, 2013). C'est pourquoi étudier et élaborer des pratiques agronomiques impliquant les infrastructures paysagères pour lutter biologiquement contre les ravageurs est prometteur.

A travers cette synthèse, nous nous attacherons à décrire (1) en quoi la manipulation des habitats pourrait favoriser la lutte biologique par l'intermédiaire de la conservation d'insectes prédateurs ou parasitoïdes des ravageurs (appelés ennemis naturels). Nous nous concentrerons en particulier sur les bandes fleuries : (2) leur intérêt pour la lutte biologique mais aussi les limites de la pratique actuellement. Des perspectives seront donc proposées telles (3) l'intérêt de considérer les traits fonctionnels des fleurs pour optimiser la composition des mélanges et (4) une réflexion sur la gestion des bandes fleuries par la fauche.

1 Des infrastructures écologiques pour la conservation de la biodiversité : quel intérêt pour la lutte biologique ?

1.1 Les milieux semi-naturels fournisseurs de services écosystémiques

Les infrastructures écologiques présentes en bordure des parcelles cultivées peuvent être diverses : lisières de bois, haies, bandes fleuries et enherbées. Elles sont connues pour offrir une diversité de services écosystémiques : participation à la fertilisation des sols, à la réduction de leur érosion et du lessivage de polluants, à la conservation de l'entomofaune (Zhang *et al.*, 2007). Ces services sont en mesure de donner véritablement un sens à la conservation de la biodiversité en général. En Belgique, ceci est d'autant plus important qu'au moins 40% des espèces animales est en déclin ou en voie d'extinction et les habitats favorables à cette biodiversité sont rares (Dufrêne, 2013).

Parmi les services potentiellement fournis, nous retiendrons le soutien aux communautés d'insectes sauvages et la lutte biologique. Les milieux semi-naturels au sein des paysages agricoles sont connus pour abriter une plus grande diversité d'insectes que les champs qui leur sont adjacents (Thomas & Marshall, 1999; Nicholls & Altieri, 2013; Schneider *et al.*, 2014). C'est le cas en Wallonie où la diversité en insectes, mais aussi leur densité, est plus importante au sein des bordures de champs et des lisières de forêts qu'à l'intérieur des parcelles cultivées (Colignon *et al.*, 2002). Parmi cette entomofaune, nous retrouvons des ennemis naturels des ravageurs tels que des prédateurs de la famille des Anthocoridae [Hemiptera], Syrphidae [Diptera], Elateridae [Coleoptera], Staphylinidae [Coleoptera], ou encore des Tenthredinidae [Hymenoptera], ainsi

que des parasitoïdes de la famille des Aphididae [Hymenoptera] et des Ichneumonidae [Hymenoptera] (Colignon *et al.*, 2002).

1.2 D'une entomofaune diversifiée à la lutte biologique

La présence d'ennemis naturels à proximité des parcelles cultivées peut être utile pour lutter biologiquement contre les ravageurs. C'est le principe de la lutte biologique par conservation. Néanmoins, le pas entre la présence d'ennemis naturels et la lutte contre les ravageurs n'est pas si anodin et implique certains processus écologiques. Comprendre la lutte biologique nécessite d'étudier les liens de prédation et de parasitisme (Macfadyen *et al.*, 2009; Alhmedi *et al.*, 2011). Au sein de ces interactions, l'identité des espèces et leur diversité sont déterminantes. Deux mécanismes écologiques peuvent être impliqués: (1) la complémentarité spécifique qui fait référence au partage de la ressource alimentaire et (2) l'effet d'échantillonnage qui fait référence à la plus grande probabilité qu'une population diverse en prédateurs comporte des espèces clés ayant un taux de prédation élevé (Loreau *et al.*, 2001). Par exemple, il a été montré que la présence de trois ennemis naturels simultanément (*Harmonia axyridis* (Pallas 1773), *Nabis* sp., et *Aphidius ervi* (Haliday 1833)) est plus efficace pour éliminer deux espèces de pucerons (*Acyrtosiphon pisum* (Harris 1776) et *Aphis craccivora* (Koch 1854)) que la somme de chacun des trois isolément du fait du partage de la ressource (Cardinale *et al.*, 2003). Ceci étant, certaines espèces ou groupes d'espèces peuvent être des prédateurs clés pour limiter les ravageurs. Straub & Snyder (2006) montrèrent que la seule présence d'espèces du genre *Coccinella* [Coleoptera] permettait de réduire des populations de pucerons *Myzus persicae* (Sulzer 1776) alors que préalablement, l'augmentation de la richesse spécifique en prédateurs n'avait eu aucun effet. De plus, d'éventuelles prédatons inter et intra-guildes peuvent favoriser la présence de certaines espèces par rapport à d'autres (Gardiner *et al.*, 2011) ainsi que leur répartition au sein d'un même écosystème cultivé (Alhmedi *et al.*, 2006). Ceci aurait alors tendance à limiter la diversité spécifique en ennemis naturels dans un environnement, et à favoriser la présence d'espèces prédatrices clés pour lutter contre les ravageurs.

D'un point de vue pratique, il paraît évident de souligner que les ennemis naturels présents en bordure de parcelles doivent aussi l'être à l'intérieur

de celles-ci et simultanément à la présence des ravageurs. Par exemple, pour que les larves de syrphes limitent les populations de pucerons, il est essentiel que (1) les syrphes adultes, qui se nourrissent de pollen et nectar de fleurs des bordures de parcelles, pondent sur les plantes cultivées et que (2) la ponte ait lieu au début de l'infestation des pucerons. Les larves prédatrices pourront alors agir au début de l'invasion des ravageurs (Francis *et al.*, 2003). Il en va de même pour les coccinelles adultes et leurs larves aphidiphages (Francis *et al.*, 2001).

De la théorie à la pratique, les agriculteurs s'intéressent aux infrastructures écologiques. Parmi d'autres, on retrouve les bandes fleuries. Qu'en est-il en termes d'habitat pour les insectes et de leur intérêt pour la lutte biologique ?

2 Les bandes fleuries, infrastructure écologique appréciée des insectes, aident-elles à lutter contre les ravageurs ?

2.1 Les bandes fleuries : une pratique aux modalités diverses

Parmi les infrastructures écologiques décrites ci-dessus, les bandes fleuries semées présentent un intérêt reconnu pour la conservation de la biodiversité (Haaland *et al.*, 2011) et potentiellement pour la lutte biologique (Pffner & Wyss, 2004). Leur introduction dans ou en bordure des parcelles agricoles est par ailleurs encouragée à travers les Mesures Agri-Environnementales (MAE) promues par l'Union Européenne (en Wallonie, la MAE 3 soutient l'enherbement des tournières et la MAE 9 porte sur l'aménagement des bordures de parcelles - GIREA & DDR/DGARNE/SPW, 2011). Néanmoins, ces bandes semées peuvent être variées. Par exemple, les mélanges à semer étant souvent constitués de fleurs sauvages et de graminées, la densité de semis des premières par rapport aux secondes est variable, tout autant que la diversité spécifique au sein du mélange et son mode d'implantation et de gestion. De fait, les caractéristiques des mélanges à semer sont assez largement orientées par les politiques propres à chaque Etat subventionnant leur implantation (Haaland *et al.*, 2011). Cette diversité se retrouve d'ailleurs dans les dispositifs expérimentaux de recherche où certains étudient des mélanges fleuris monospécifiques (Carrié *et al.*, 2012), d'autres comparent des mélanges fleuris plurispécifiques avec d'autres types

d'aménagement des bordures (Thomas *et al.*, 1999; Denys & Tschardt, 2002). Malgré tout, pour chacun de ces travaux, il s'agit de comprendre dans quelle mesure le semis de bandes fleuries affecte la diversité entomofaunistique dans les milieux agricoles, et le potentiel qu'aurait cette pratique pour limiter les populations de ravageurs.

2.2 Les bandes fleuries abritent une large diversité en insectes

Les conclusions de multiples études sont unanimes : les bandes fleuries semées abritent une plus grande diversité et abondance en insectes par rapport aux espaces cultivés qu'elles bordent (Denys *et al.*, 2002; Pfiffner *et al.*, 2004; Haaland *et al.*, 2011). Ceci s'explique par le fait que les mélanges fleuris sont en mesure d'offrir aux insectes (1) des ressources alimentaires telles que du nectar, du pollen et (2) un lieu de vie pour la diapause hivernale et la reproduction du fait qu'il s'agisse d'un milieu à la structure complexe, peu perturbé (en comparaison aux espaces cultivés) et à l'abri des insecticides (Landis *et al.*, 2000; Marshall & Moonen, 2002; Horton *et al.*, 2003; Jonsson *et al.*, 2008; Médiène *et al.*, 2011; Balzan & Moonen, 2014). Au sein de cette diversité d'insectes, on retrouve les ennemis naturels. Certains sont des prédateurs, considérés généralistes (p.ex. carabes et araignées) ou plus spécialistes (p.ex. larves de syrphes et de chrysopes, des coccinelles) (Pfiffner *et al.*, 2004; Alhmedi *et al.*, 2011); d'autres sont des parasitoïdes (p.ex. des espèces appartenant aux super-familles des Cynipoidea, Ichneumonoidea, Chalcidoidea, Proctotrupeoidea) (Jervis *et al.*, 1993). Pour les prédateurs, en plus des avantages cités ci-dessus, les bandes fleuries sont en mesure d'abriter un certain nombre de proies alternatives et donc de leur offrir une ressource alimentaire complémentaire (Balzan *et al.*, 2014). Pour les parasitoïdes, la présence potentielle d'une grande diversité d'insectes dans les bandes augmente leur chance de trouver des individus hôtes essentiels à leur cycle reproductif (Marino & Landis, 1996).

2.3 Une diversité d'ennemis naturels pour limiter les insectes ravageurs

Comme précisé ci-dessus, il est essentiel que les ennemis naturels présents dans une bande fleurie se déplacent dans la culture adjacente pour prédater ou parasiter les ravageurs. Alhmedi *et al.* (2009)

montrèrent en Wallonie que les prédateurs *H. axyridis* et *Coccinella septempunctata* (Linnaeus 1758) et le parasitoïde *A. ervi*, dont les pucerons constituent l'hôte principal, furent tout d'abord observés dans des bandes d'orties, puis retrouvés plus tard au sein des cultures de froment et de pois adjacentes aux orties. Quant à leur efficacité pour limiter les ravageurs et leurs dégâts, il a été montré que (1) le taux de parasitisme est plus élevé (Lee & Heimpel, 2005) et que (2) le taux de dégât est plus faible (Balzan *et al.*, 2014) dans les parcelles adjacentes à des bandes fleuries que dans celles ne l'étant pas. En conséquence, l'efficacité des parasitoïdes à lutter contre les ravageurs et à diminuer les dégâts est plus élevée à mesure que l'on se rapproche d'une bordure semée de bandes fleuries.

Néanmoins, il arrive que la présence de bandes fleuries ne favorise pas le service de lutte biologique. Dans ce cas, il peut s'agir d'une incompatibilité entre les ennemis naturels et la ressource florale ou d'un décalage temporel entre la présence de ravageurs et celle de leurs ennemis naturels limitant les possibilités de prédation et de parasitisme (Pfiffner *et al.*, 2009).

En plus d'implanter des mélanges fleuris, il est important que la ressource alimentaire offerte par les fleurs soit disponible aux insectes lorsque ceux-ci en ont besoin (Colley & Luna, 2000). Ceci implique une réflexion sur l'adéquation entre la phénologie des fleurs et celle des insectes. De plus, il est indispensable que les ennemis naturels, potentiellement attirés par les fleurs sauvages, ne restent pas dans les bandes et se déplacent dans les cultures adjacentes pour prédater ou parasiter les ravageurs (Alhmedi *et al.*, 2009). Ces deux aspects invitent à penser les mélanges fleuris en termes de fonctionnalité pour les ennemis naturels.

3 Penser la composition des mélanges fleuris : l'intérêt de la diversité fonctionnelle

3.1 Considérer les traits fonctionnels pour s'affranchir de l'identité des espèces

Les mélanges composants les bandes fleuries sont le plus souvent décrits à travers les espèces qui les composent (Pfiffner *et al.*, 2009; Carrié *et al.*, 2012; Balzan *et al.*, 2014). Néanmoins, certains travaux soulignent que considérer la diversité fonctionnelle (DF) des mélanges, plus que leur diversité spécifique, serait plus approprié (Altieri, 1999; Landis *et al.*, 2000; Moonen & Bàrberi, 2008). Ils

proposent d'ignorer l'identité des espèces pour se centrer uniquement sur leurs caractéristiques décrites par leurs traits. Ces traits sont « toutes les caractéristiques morphologiques, physiologiques ou phénologiques mesurables au niveau de l'individu, de l'échelle de la cellule à celle de l'organisme dans son ensemble, indépendantes de son environnement ou de tout autre niveau d'organisation » (Violle *et al.*, 2007). Lorsque l'on considère la plante dans son environnement, la notion de fonctionnalité est associée aux traits. Les traits fonctionnels sont alors définis comme ceux affectant le fonctionnement des écosystèmes (Díaz & Cabido, 2001). Ce sont les traits fonctionnels que nous considérons ici.

Les traits des plantes peuvent donc être multiples. Certains ont la particularité d'attirer le comportement des insectes en les attirant ou au contraire en les repoussant (Cook *et al.*, 2007). Ils peuvent être regroupés en trois groupes : les traits chimiques, les traits architecturaux et les traits phénologiques.

Parmi les traits chimiques, les composés organiques volatils (p.ex. les terpénoïdes) émis par certaines plantes sont connus pour modifier le comportement des insectes. Lorsque ces émissions interviennent, par exemple à la suite d'une attaque d'herbivores (Pickett *et al.*, 2003), les composés émis peuvent attirer les ennemis naturels (Francis *et al.*, 2004) ou repousser d'éventuels nouveaux herbivores (Verheggen *et al.*, 2013).

Parmi les traits architecturaux, la conformation de la corolle (largeur et profondeur) affecte la disponibilité en pollen et en nectar des fleurs pour les insectes (Patt *et al.*, 1997). De plus, la hauteur de la plante, son port, l'organisation des feuilles ou encore la largeur de la tige affectent les populations d'insectes, en particulier des carabes qui sont sensibles à la structure de la végétation (Brose, 2003). La hauteur des plantes influence aussi le mouvement des insectes volant à la recherche de nectar et pollen tels que les syrphes (Wratten *et al.*, 2003). Enfin la couleur des fleurs peut jouer un rôle déterminant dans leur capacité d'attraction (Cowgill, 1989).

Parmi les traits phénologiques, nous retiendrons la date de début et la durée de floraison. En effet, la période de floraison affecte la disponibilité en ressources alimentaires pour les insectes se nourrissant de pollen et de nectar. Ces traits jouent donc un rôle essentiel dans les relations plantes – insectes (Elzinga *et al.*, 2007), que ces derniers soient ennemis naturels ou proies et hôtes alternatifs.

3.2 De l'étude de l'effet d'un trait au calcul de la diversité fonctionnelle de mélanges fleuris

Un certain nombre de travaux se sont intéressés à un trait en particulier en faisant varier sa gamme de valeur : par exemple l'effet de différentes couleurs de fleurs (Begum *et al.*, 2004) ou de différentes conformations de la corolle (Campbell *et al.*, 2012) sur le comportement des insectes. Récemment, Balzan *et al.* (2014) s'intéressèrent à augmenter la gamme de valeur d'un trait au sein de mélanges. Néanmoins, à notre connaissance peu d'études ont fait varier la gamme de valeurs de plusieurs traits au sein de mélanges. Une telle approche implique de considérer les notions de redondance et de complémentarité fonctionnelle.

D'après Díaz *et al.* (2001), « deux espèces sont redondantes par rapport à un processus écologique si la disparition de l'une ne modifie pas significativement ce processus ». Du fait que la valeur des traits affecte les processus écologiques, les mélanges fleuris dont la gamme d'expression de ces traits varie peu auront tendance à présenter une redondance fonctionnelle élevée. Par ailleurs, deux espèces sont fonctionnellement complémentaires si elles contribuent à elles deux, mais différemment, au processus écologique. Au sein d'un mélange fleuri, la complémentarité fonctionnelle aura donc tendance à être plus élevée si les valeurs d'expression des traits sont différentes entre les espèces.

Il est donc possible que le degré de redondance et de complémentarité fonctionnelle au sein des mélanges influence leur capacité à attirer une diversité d'insectes, les nourrir et leur fournir un abri. Ces notions transparaissent donc dans le calcul de la DF qui mesure la diversité des valeurs prises pour chacun des traits entre chacune des espèces d'un mélange. Cette valeur calculée est alors un indice permettant de comparer différents mélanges. Cette comparaison n'est néanmoins possible que si ces mélanges présentent le même nombre d'espèces.

Dans la mesure où les bandes fleuries sont composées de plusieurs espèces, et que ces espèces présentent des traits auxquels les insectes sont sensibles, il semble important de savoir si un mélange fonctionnellement divers affecte la diversité en insectes présents. De fait, comme présenté plus haut, la diversité en ennemis naturels joue un rôle essentiel pour limiter les ravageurs des cultures. L'hypothèse est qu'un mélange fonctionnellement diversifié affecterait le

comportement d'une plus grande diversité d'insectes. Cette hypothèse doit encore être vérifiée.

4 Les bandes fleuries s'entretiennent mais quel est l'impact de leur gestion sur la diversité entomofaunistique ?

Les bandes fleuries semées sont le plus souvent constituées d'espèces pérennes et leur composition évolue dans le temps. D'un point de vue pratique, il est essentiel de poser la question de leur entretien et des effets induits sur l'entomofaune.

4.1 La composition végétale d'un milieu naturel est dynamique

Théoriquement, les espèces végétales peuvent être classées en trois catégories en fonction de leur stratégie d'adaptation au milieu dans lequel elles se trouvent : (1) les espèces compétitives qui supportent ni les stress, ni les milieux perturbés, (2) les tolérantes au stress appréciant les milieux peu perturbés et (3) les rudérales tolérant les perturbations mais pas les stress (Grime, 1977). Ces différentes stratégies se révèlent centrales dans la compréhension des successions végétales. Etant donné que les milieux agricoles sont généralement productifs (car fertiles) et perturbés (car subissant diverses interventions), les espèces rudérales sont privilégiées. Mais si le rythme des interventions s'amoindrit, alors le milieu sera de moins en moins perturbé et productif permettant aux espèces compétitives en premier lieu, puis tolérantes au stress de s'y adapter. Ce processus dynamique est à l'origine de la fermeture des paysages observée dans les régions délaissées par l'agriculture (Brossard *et al.*, 1993). En effet, alors que les espèces rudérales sont pour leur majorité des annuelles, les compétitives et tolérantes aux stress sont diverses comprenant arbustes et arbres (Grime, 1977). Nous comprenons alors l'intérêt d'une gestion appropriée des bandes fleuries pérennes en les fauchant pour maintenir leur diversité végétale (Piqueray *et al.*, 2013).

4.2 La fauche entretien les mélanges fleuris mais perturbe momentanément le milieu

Faucher les bandes fleuries est nécessaire et est donc une pratique courante. Néanmoins, les modalités de fauches (la fréquence et la saison de

fauche) peuvent être diverses. Haaland *et al.* (2011) relevaient que, dans différents pays d'Europe, la fréquence et la saison de fauche étaient réglementées à travers les MAE. De fait, il a été largement montré que les fauches entraînent une diminution à court terme de la diversité et de l'abondance en insectes dans les mélanges fleuris (Baines *et al.*, 1998; Horton *et al.*, 2003; Jervis *et al.*, 2004; Olson & Wäckers, 2007). En effet, ce sont leur gîte et leur couvert qui disparaissent (Horton *et al.*, 2003). Néanmoins, si les bandes n'étaient pas fauchées, la diminution de la diversité en plantes fleuries aurait sans doute un effet négatif sur les populations d'insectes, et ceci à plus long terme. Une solution à ce dilemme adoptée en Wallonie dans les bandes enherbées et dans les bandes fleuries est de laisser une zone non fauchée où les insectes peuvent se réfugier. Bien sûr, d'une année à l'autre, ce refuge n'est pas maintenu au même endroit pour éviter que des zones ne soient jamais fauchées ce qui entraînerait l'établissement de plantes ligneuses indésirables en zone agricole.

Les conséquences des fauches sur les relations trophiques ont été peu étudiées à notre connaissance. Comme vu précédemment, il n'y a pas toujours de liens de causalités entre augmentation de la diversité spécifique en insectes et les relations trophiques. A l'inverse, nous pouvons faire l'hypothèse qu'une diminution de la diversité spécifique limite les possibilités de liens trophiques, notamment si l'on s'intéresse à l'identité des ennemis naturels présents plutôt qu'à leur diversité, comme le suggèrent Straub *et al.* (2006).

Dans la mesure où les bandes fleuries sont fauchées pour conserver la diversité végétale du milieu, la fréquence et la saison de coupe peuvent être déterminantes quant à leur effet sur celle-ci. De plus, détruisant partiellement et momentanément le milieu, la fréquence et la saison à laquelle la fauche intervient peut influencer la diversité en insectes et leurs relations trophiques.

CONCLUSION

Cette synthèse montre donc que la recherche s'est intéressée de près à l'intérêt de semer des bandes fleuries en bordure de parcelles pour conserver une diversité entomofaunistique dans les milieux agricoles, et notamment les ennemis naturels, qui sont en mesure d'offrir un service de lutte biologique contre les ravageurs des cultures. Rappelons que tel qu'elle est envisagée ici, la lutte

biologique est indissociable de la conservation des insectes. De plus, l'intérêt écologique des bandes fleuries a été reconnu en Wallonie puisque leur implantation par les agriculteurs est soutenue par l'Union Européenne à travers son programme agri-environnementale. Néanmoins, le lien de cause à effet entre semis de bandes fleuries et lutte biologique n'est pas systématique. S'intéresser à la fonctionnalité des mélanges fleuris – c'est-à-dire leur rôle dans les processus écologiques comme l'attraction des insectes, leur capacité à s'y nourrir, s'y établir, et *in fine* établir des relations de parasitisme et de prédation – pourrait permettre d'optimiser la composition des mélanges. De plus, évaluer l'effet de l'entretien par la fauche sur les populations d'insectes et la composition des mélanges fleuris aiderait à établir des itinéraires techniques adaptés.

Par ailleurs, l'implantation de bandes fleuries en bordure de parcelles présente d'autres intérêts qui n'ont pas été détaillés ici: soutien à la pollinisation, capture de nutriments ou encore la production de fourrage ; autant d'autres services écosystémiques valorisables pour un agriculteur et la société en générale.

REMERCIEMENT

Ce travail s'insère dans un projet de recherche financé par le CARE AgricultureIsLife de Gembloux Agro-Bio Tech/Université de Liège.

BIBLIOGRAPHIE

- Alhmedi A., Haubruge E., Bodson B. & Francis F. (2006). Inter- and intra-guild interactions related to aphids in nettle (*Urtica dioica* L.) strips closed to field crops. *Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences* **71**(2), p. 413–423.
- Alhmedi A., Haubruge E., D'Hoedt S. & Francis F. (2011). Quantitative food webs of herbivore and related beneficial community in non-crop and crop habitats. *Biological Control* **58**(2), p. 103–112.
- Alhmedi A., Haubruge E. & Francis F. (2009). Effect of stinging nettle habitats on aphidophagous predators and parasitoids in wheat and green pea fields with special attention to the invader *Harmonia axyridis* Pallas (Coleoptera: Coccinellidae). *Entomological Science* **12**(4), p. 349–358.
- Altieri M.A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **74**(1–3), p. 19–31.
- Baines M., Hambler C., Johnson P.J., Macdonald D.W. & Smith H. (1998). The effects of arable field margin management on the abundance and species richness of Araneae (spiders). *Ecography* **21**(1), p. 74–86.
- Baldi I., Institut national de la santé et de la recherche médicale (France), & Centre d'expertise collective. (2013). *Pesticides: effets sur la santé*. INSERM, Institut national de la santé et de la recherche médicale, Paris.
- Balzan M., Bocci G. & Moonen A.-C. (2014). Augmenting flower trait diversity in wildflower strips to optimise the conservation of arthropod functional groups for multiple agroecosystem services. *Journal of Insect Conservation* **18**(4), p. 713–728.
- Balzan M.V. & Moonen A.-C. (2014). Field margin vegetation enhances biological control and crop damage suppression from multiple pests in organic tomato fields. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **150**(1), p. 45–65.
- Begum M., Gurr G.M., Wratten S.D. & Nicol H.I. (2004). Flower color affects tri-trophic-level biocontrol interactions. *Biological Control* **30**(3), p. 584–590.
- Brose U. (2003). Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity? *Oecologia* **135**(3), p. 407–413.
- Brossard T., Joly D. & Pierret P. (1993). Déprise agricole et fermeture des paysage. *Mappemonde* **3**, p. 17–21.
- Campbell A.J., Biesmeijer J.C., Varma V. & Wäckers F.L. (2012). Realising multiple ecosystem services based on the response of three beneficial insect groups to floral traits and trait diversity. *Basic and Applied Ecology* **13**(4), p. 363–370.
- Cardinale B.J., Harvey C.T., Gross K. & Ives A.R. (2003). Biodiversity and biocontrol: emergent impacts of a multi-enemy assemblage on pest suppression and crop yield in an agroecosystem. *Ecology Letters* **6**(9), p. 857–865.
- Carrié R.J.G., George D.R. & Wäckers F.L. (2012). Selection of floral resources to optimise conservation of agriculturally-functional insect groups. *Journal of Insect Conservation* **16**(4), p. 635–640.

- Colignon P., Gaspar C., Haubruge E. & Francis F. (2002). Impact of close habitat on the entomological diversity and abundance in carrot open fields. *Mededelingen van de Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen (Rijksuniversiteit te Gent)* **67**(3), p. 481–486.
- Colley M.R. & Luna J.M. (2000). Relative Attractiveness of Potential Beneficial Insectary Plants to Aphidophagous Hoverflies (Diptera: Syrphidae). *Environmental Entomology* **29**(5), p. 1054–1059.
- Cook S.M., Khan Z.R. & Pickett J.A. (2007). The Use of Push-Pull Strategies in Integrated Pest Management. *Annual Review of Entomology* **52**(1), p. 375–400.
- Cowgill S. (1989). The role of non-crop habitats on hoverfly (Diptera: Syrphidae) foraging on arable land. *Proceedings of the Brighton Crop Protection conference*, p. 1103–1108.
- Cremer S., Branquart E., Ledant J.-P. & Luxen P. (2010). *Les lisières agroforestières* (Vol. 5). Agrinature.
- Debach P. (1991). *Biological control by natural enemies* (2e éd.). Cambridge University Press, Cambridge.
- Denys C. & Tschardt T. (2002). Plant-insect communities and predator-prey ratios in field margin strips, adjacent crop fields, and fallows. *Oecologia* **130**(2), p. 315–324.
- Devine G.J. & Furlong M.J. (2007). Insecticide use: Contexts and ecological consequences. *Agriculture and Human Values* **24**(3), p. 281–306.
- Díaz S. & Cabido M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* **16**(11), p. 646–655.
- Dufrêne M. (2013). Relevance of an Ecosystem Services Approach in Southern Belgium. In S. Jacobs, N. Dendoncker & H. Keune (Eds.), *Ecosystem Services - Local issues, Global Practices*. Elsevier, Boston, p. 341–345.
- Elzinga J.A., Atlan A., Biere A., Gigord L., Weis A.E. & Bernasconi G. (2007). Time after time: flowering phenology and biotic interactions. *Trends in Ecology & Evolution* **22**(8), p. 432–439.
- Francis F., Colignon P., Gaspar C. & Haubruge E. (2003). *Evaluation de la présence des Syrphidae en cultures maraîchères et relation avec les populations aphidiennes*. Presentation made at the 5ème Conférence Internationale Francophone d'Entomologie, Montréal, p. 149.
- Francis F., Colignon P., Haubruge E. & Gaspar C. (2001). Evaluation of aphidophagous ladybird populations in a vegetable crop and implications as biological agents. *Mededelingen van de Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen (Rijksuniversiteit te Gent)* **66**(2a), p. 333–340.
- Francis F., Lognay G. & Haubruge E. (2004). Olfactory Responses to Aphid and Host Plant Volatile Releases: (E)- β -Farnesene an Effective Kairomone for the Predator *Adalia bipunctata*. *Journal of Chemical Ecology* **30**(4), p. 741–755.
- Gardiner M.M., O'Neal M.E. & Landis D.A. (2011). Intraguild Predation and Native Lady Beetle Decline. *PLoS ONE* **6**(9), p. e23576.
- Gibbons D., Morrissey C. & Mineau P. (2014). A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environmental Science and Pollution Research*, **22**(1), p. 103–118.
- GIREA & DDR/DGARNE/SPW (2011). MAE en Wallonie: 11 Méthodes, 13 Questions-Réponses d'évaluation, accessed July 3, 2014, available at http://www.graew.be/cariboost_files/mae_20en_20wallonie_20-2013_20questions-r_c3_a9ponses.pdf.
- Grime J.P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* **111**, p. 1169–1194.
- Haaland C., Naisbit R.E. & Bersier L.-F. (2011). Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Insect Conservation and Diversity* **4**(1), p. 60–80.
- Hance T., Demeter S., Le Roi A., Mahy G., Rouxhet S., Thirion M. & Mulders C. (2010). *Agriculture et biodiversité* (Hors Série., Vol. Hors-Série). Agrinature.
- Horton D.R., Broers D.A., Lewis R.R., Granatstein D., Zack R.S., Unruh T.R., Moldenke A.R. & Brown J.J. (2003). Effects of mowing frequency on densities of natural enemies in three Pacific Northwest pear orchards. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **106**(2), p. 135–145.
- Jacobs S., Dendoncker N. & Keune H. (2013). *Ecosystem Services: Global Issues, Local Practices*. Elsevier.
- Jervis M.A., Kidd N.A.C., Fitton M.G., Huddleston T. & Dawah H.A. (1993). Flower-visiting by hymenopteran parasitoids. *Journal of Natural History* **27**(1), p. 67–105.

- Jervis M.A., Lee J.C. & Heimpel G.E. (2004). Use of behavioural and life-history studies to understand the effects of habitat manipulation. *Ecological Engineering for Pest Management: Advances in Habitat Manipulation for Arthropods*, p. 65–100.
- Jonsson M., Wratten S.D., Landis D.A. & Gurr G.M. (2008). Recent advances in conservation biological control of arthropods by arthropods. *Biological Control* **45**(2), p. 172–175.
- Landis D.A., Wratten S.D. & Gurr G.M. (2000). Habitat Management to Conserve Natural Enemies of Arthropod Pests in Agriculture. *Annual Review of Entomology* **45**(1), p. 175–201.
- Lee J.C. & Heimpel G.E. (2005). Impact of flowering buckwheat on Lepidopteran cabbage pests and their parasitoids at two spatial scales. *Biological Control* **34**(3), p. 290–301.
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J.P., Hector A., Hooper D.U., Huston M.A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D. & Wardle D.A. (2001). Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* **294**(5543), p. 804–808.
- Macfadyen S., Gibson R., Polaszek A., Morris R.J., Craze P.G., Planqué R., Symondson W.O.C. & Memmott J. (2009). Do differences in food web structure between organic and conventional farms affect the ecosystem service of pest control? *Ecology Letters* **12**(3), p. 229–238.
- Marino P.C. & Landis D.A. (1996). Effect of landscape structure on parasitoid diversity and parasitism in agroecosystems. *Ecological Applications* **6**(1), p. 276–284.
- Marshall E.J. & Moonen A. (2002). Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **89**(1–2), p. 5–21.
- Médiène S., Valantin-Morison M., Sarthou J.-P., Tourdonnet S., Gosme M., Bertrand M., Roger-Estrade J., Aubertot J.-N., Rusch A., Motisi N., Pelosi C. & Doré T. (2011). Agroecosystem management and biotic interactions: a review. *Agronomy for Sustainable Development* **31**(3), p. 491–514.
- Moonen A.-C. & Bàrberi P. (2008). Functional biodiversity: An agroecosystem approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **127**(1–2), p. 7–21.
- Nicholls C.I. & Altieri M.A. (2013). Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecosystems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* **33**(2), p. 257–274.
- Olson D.M. & Wäckers F.L. (2007). Management of field margins to maximize multiple ecological services. *Journal of Applied Ecology* **44**(1), p. 13–21.
- Patt J.M., Hamilton G.C. & Lashomb J.H. (1997). Foraging success of parasitoid wasps on flowers: interplay of insect morphology, floral architecture and searching behavior. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **83**(1), p. 21–30.
- Pfiffner L., Luka H., Schlatter C., Juen A. & Traugott M. (2009). Impact of wildflower strips on biological control of cabbage lepidopterans. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **129**(1–3), p. 310–314.
- Pfiffner L. & Wyss E. (2004). Use of sown wildflower strips to enhance natural enemies of agricultural pests. In G.M. Gurr, S.D. Wratten & M.A. Altieri (Eds.), *Ecological engineering for pest management*. CABI-Publishing, Collingwood, Australia, p. 167–188.
- Pickett J.A., Rasmussen H.B., Woodcock C.M., Matthes M. & Napier J.A. (2003). Plant stress signalling: understanding and exploiting plant-plant interactions. *Biochemical Society Transactions* **31**(1), p. 123–127.
- Piqueray J., Gilliaux V. & Mahy G. (2013). Appui scientifique à la mise en oeuvre et à l'entretien des méthodes agro-environnementales bandes de parcelles aménagées (MAE 9). Service Public de Wallonie, Direction générale de l'Agriculture des Ressources naturelles et de l'Environnement.
- Schneider M.K., Lüscher G., Jeanneret P., Arndorfer M., Ammari Y., Bailey D., Balázs K., Báldi A., Choisis J.-P., Dennis P., Eiter S., Fjellstad W., Fraser M.D., Frank T., Friedel J.K., Garchi S., Geijzendorffer I.R., Gomiero T., Gonzalez-Bornay G., Hector A., Jerkovich G., Jongman R.H.G., Kakudidi E., Kainz M., Kovács-Hostyánszki A., Moreno G., Nkwiine C., Opio J., Oschatz M.-L., Paoletti M.G., Pointereau P., Pulido F.J., Sarthou J.-P., Siebrecht N., Sommaggio D., Turnbull L.A., Wolfrum S. & Herzog F. (2014). Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level. *Nature Communications*, **5**.
- Service public de Wallonie (2014). L'agriculture wallonne en chiffres, accessed February 20, 2015, available at http://agriculture.wallonie.be/apps/spip_wolwin/IMG/pdf/L_agriculture_wallonie_en_chiffres_2011.pdf.

- Straub C.S. & Snyder W.E. (2006). Species Identity Dominates the Relationship between Predator Biodiversity and Herbivore Suppression. *Ecology* **87**(2), p. 277–282.
- Thieme T., Heimbach U. & Müller A. (2010). Chemical Control of Insect Pests and Insecticide Resistance in Oilseed Rape. In I.H. Williams (Ed.), *Biocontrol-Based Integrated Management of Oilseed Rape Pests*. Springer Netherlands, p. 313–335.
- Thomas C.F. & Marshall E.J. (1999). Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **72**(2), p. 131–144.
- Verheggen F., Haubruge E., De Moraes C. & Mescher M. (2013). Aphid responses to volatile cues from turnip plants (*Brassica rapa*) infested with phloem-feeding and chewing herbivores. *Arthropod-Plant Interactions* **7**(5), p. 567–577.
- Violle C., Navas M.-L., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I. & Garnier E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos* **116**(5), p. 882–892.
- Wratten S.D., Bowie M.H., Hickman J.M., Evans A.M., Sedcole J.R. & Tylianakis J.M. (2003). Field boundaries as barriers to movement of hover flies (Diptera: Syrphidae) in cultivated land. *Oecologia* **134**(4), p. 605–611.
- Zhang W., Ricketts T.H., Kremen C., Carney K. & Swinton S.M. (2007). Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* **64**(2), p. 253–260.

(63 réf.)