

**INFLUENCE DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ ET DE LA COMPOSITION DU
PAYSAGE AGRICOLE SUR LA COMMUNAUTÉ DE DIPTÈRES
SCHIZOPHORES DU SUD DU QUÉBEC (CANADA)**

par

Louis Laplante

**Mémoire présenté au Département de biologie en vue de l'obtention du grade de
maître ès Sciences (M.Sc)**

**FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE**

Sherbrooke, Québec, Canada, septembre 2013



Library and Archives
Canada

Published Heritage
Branch

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Direction du
Patrimoine de l'édition

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 978-0-494-96236-7

Our file Notre référence

ISBN: 978-0-494-96236-7

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.

Canada

Le 26 septembre 2013

*le jury a accepté le mémoire de Monsieur Louis Laplante
dans sa version finale.*

Membres du jury

Professeur Marc Bélisle
Directeur de recherche
Département de biologie

Professeure Jade Savage
Codirectrice de recherche
Université Bishop's

Professeure Fanie Pelletier
Membre
Département de biologie

Professeur Dany Garant
Président rapporteur
Département de biologie

SOMMAIRE

Pour répondre aux besoins croissants en denrées alimentaires à travers le monde, les pratiques agricoles se sont intensifiées au cours des dernières décennies et s'intensifieront davantage dans les décennies à venir. Or l'intensification agricole mène à une homogénéisation des paysages par le biais de cultures en rangées à grande échelle en plus d'être associée à une forte utilisation de fertilisants et de pesticides. Les conséquences découlant de l'intensification sont multiples et complexes du fait qu'elles touchent à la fois la structure et le fonctionnement des communautés d'organismes, lesquelles incluent des espèces causant des nuisances (e.g., phytophages et parasites ravageurs) ou encore offrant des services écologiques essentiels (e.g., pollinisateurs, prédateurs et parasitoïdes). Compte tenu de l'importance de ces conséquences, il est primordial de bien comprendre le fonctionnement des écosystèmes agricoles afin d'orienter adéquatement les plans de gestion agricole qui visent à optimiser la production agricole tout en minimisant les conséquences écologiques néfastes. Les Diptères schizophores sont des insectes occupant une panoplie de fonctions écologiques. Du fait de leur abondance et de leur diversité dans les milieux agricoles, ils y sont donc fonctionnellement importants. Toutefois, ces insectes demeurent largement ignorés dans le cadre des études évaluant les impacts de l'intensification agricole sur la biodiversité parce qu'ils sont difficiles à identifier au niveau spécifique. Ce mémoire constitue une des premières études évaluant les effets de l'intensification agricole sur la structure de la communauté de Diptères schizophores à l'échelle spécifique. À ce titre, j'ai récolté, identifié et, lorsque possible, associé à une ou plusieurs guildes(s) alimentaire(s) larvaire(s) 5313 spécimens récoltés dans des pièges situés sur 40 fermes dans le Sud du Québec. Ces fermes étant situées dans un gradient d'intensification agricole, j'ai associé divers paramètres de la communauté à l'hétérogénéité et à la composition en habitats du paysage. J'ai trouvé parmi les facteurs associés à l'intensification agricole que l'homogénéisation du paysage entraîne un appauvrissement global de la communauté, alors que la présence de cultures intensives (e.g., maïs, soya, cultures maraîchères) dans un paysage hétérogène entraîne plutôt un changement dans la composition de la communauté de Diptères schizophores. Quoique la majorité des espèces ne

pouvait être associée à des types de productions agricoles particulières, certaines espèces étaient définitivement associées aux cultures intensives, aux fourrages ou encore, aux productions animalières. Par ailleurs, l'abondance des phytophages, des zoophages et des saprophages était toutes plus importantes dans les paysages les plus hétérogènes. De plus, alors que les phytophages et les saprophages présentaient des abondances maximales à des recouvrements intermédiaires de maïs (*Zea mays*), les zoophages diminuaient en abondance avec cette culture. La variable « maïs² » nous a permis de distinguer les effets de la présence du maïs de ceux de la dominance de maïs. J'ai également trouvé que la majorité des espèces dominantes de la communauté sont des espèces introduites d'Europe, probablement dû aux transformations historiques du paysage associée avec la colonisation. Ainsi, la structure des communautés de Diptères schizophores en milieux agricoles semble non seulement influencée par l'intensification agricole, mais dépendrait également des transformations historiques du paysage. Pour comprendre les impacts des activités humaines sur les écosystèmes, il est donc important de se pencher non seulement sur les processus actuels, mais également sur les processus historiques qui sont derrière le façonnement de ces écosystèmes.

REMERCIEMENTS

Merci à Marc Bélisle et Jade Savage, directeur et co-directrice, de m'avoir accueilli dans leurs laboratoires respectifs et guidé à travers le long processus qu'a été ma maîtrise. Merci à Marc pour l'assistance statistique et l'ouverture à mes idées parfois originale dans mon approche aux problèmes. Merci à Jade pour le mentorat et l'assistance avec l'identification de spécimens d'insectes, un processus long à ne pas sous-estimer. Je vous remercie d'avoir cru en moi et d'avoir supporté mon cabotinage. Je vous remercie également pour votre patience... Merci à Fanie Pelletier et Dany Garant, mes conseillers, pour votre aide et vos commentaires. Merci à Caroline Girard pour l'assistance géomatique. Merci à Anne Manian, Tegan Maharaj, Marie-Pier Ricard et Pier-Olivier Boudreault pour votre participation dans l'identification des familles de mes spécimens.

Merci aux membres des labos « élargis » Bélisle et Savage. Merci à Anais, Audrey, Claudie, Geneviève, Pamela, Samanta, Stéphanie, Véronique, Hélène, Arnaud, François, Ludovic, Renaud, Stéphane et Yanick pour les multiples échanges, qu'ils soient en lien avec le projet ou non. Merci à Cédric de m'avoir amené une perspective nouvelle sur mes analyses. Merci également à Alexei, pour les discussions sur la philosophie de l'analyse de données. Merci aux assistants de terrain des hirondelles, sans lesquels mes données seraient inexistantes. Merci également aux producteurs agricoles qui rendent cette étude possible. Merci à Martine et Normand, mes parents, pour ce que vous m'avez apporté jusqu'à maintenant. Finalement, merci à Catherine pour ton support global.

TABLE DES MATIÈRES

SOMMAIRE	i
REMERCIEMENTS	iii
TABLE DES MATIÈRES.....	iv
LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES ANNEXES	vii
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
<u>Organisation et fonctionnement des communautés</u>	3
<u>Espèces introduites et invasives</u>	4
<u>Services écologiques</u>	5
<u>Gestion agricole</u>	7
<u>Importance des arthropodes dans les écosystèmes agricoles</u>	8
<u>Impacts des pratiques agricoles sur les arthropodes</u>	9
<u>Importance des diptères schizophores dans les écosystèmes agricoles</u>	21
<u>Objectif du mémoire</u>	22
CHAPITRE 1.....	23
MISE EN CONTEXTE	23
RÉSUMÉ.....	24
INTRODUCTION.....	26
MÉTHODES	30
<u>Aire d'étude</u>	30

<u>Échantillonnage</u>	31
<u>Traitement et identification</u>	33
<u>Analyses statistiques</u>	38
<i>Assemblage général</i>	38
<i>Guildes alimentaires</i>	40
<i>Espèces marquantes</i>	41
RÉSULTATS	42
<u>Communauté globale</u>	42
<u>Influence du paysage sur la composition de la communauté</u>	45
<i>Réponse des guildes alimentaires</i>	48
<i>Réponse des espèces marquantes</i>	50
DISCUSSION.....	54
<u>Caractérisation de la communauté</u>	56
<u>Communauté globale</u>	55
<u>Influence du paysage sur la composition de la communauté</u>	57
<i>Réponse des guildes alimentaires</i>	57
<i>Réponse des espèces marquantes</i>	59
CONCLUSION	62
Remerciements	63
Annexes	64
CONCLUSION GÉNÉRALE	78
<u>Retour sur les objectifs</u>	78
<u>Diptères schizophores dans le milieu agricole</u>	79
<u>Services écologiques</u>	80

<u>Espèces introduites et invasives</u>	82
<u>Gestion agricole</u>	83
<u>Constats généraux</u>	83
BIBLIOGRAPHIE	85

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Revue de la littérature sur les effets de l'intensification agricole sur les arthropodes.	11
Tableau 2 : Corrélation entre les variables du paysage mesurées dans un rayon de 500m autour des pièges à insectes utilisés dans le cadre de l'étude des effets des pratiques agricoles sur la communauté de diptères schizophores dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges).....	38
Tableau 3 : Réponses de l'abondance, la richesse et la diversité des communautés de diptères schizophores à la diversité en habitats du paysage agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges). Ces résultats ont été obtenus avec une régression linéaire.	43
Tableau 4 : Réponses de l'abondance, la richesse et la diversité des communautés de diptères schizophores à la composition du paysage agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges). Ces résultats ont été obtenus avec une régression binomiale négative.	44
Tableau 5 : Partition de la variance de chaque axe contraint de l'analyse de redondance de la communauté de diptères schizophores selon les variables du paysage agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges).	46
Tableau 6 : Réponses de l'abondance des phytophages, des saprophages et des zoophages des diptères schizophores à la diversité du paysage agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges). Ces résultats ont été obtenus avec une régression linéaire.....	48
Tableau 7 : Réponses de l'abondance des guildes alimentaires larvaires des diptères schizophores à la composition du paysage agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges). Ces résultats ont été obtenus avec une régression binomiale négative.	49
Tableau 8 : Espèces marquantes de diptères schizophores selon leur rang. On y trouve le numéro de l'espèce, le nom, la famille, la guildes alimentaire, l'abondance, la distance	

Euclidienne, le/les vecteurs environnementaux fortement associés et la valeur d'intérêt. Les spécimens ont été capturés dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges).....52

Tableau 9 : Réponse de l'abondance des espèces marquantes de la communauté de diptères schizophores selon la diversité du paysage en milieu agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges). Ces résultats ont été obtenus avec une régression linéaire.52

Tableau 10 : Réponse de l'abondance des espèces marquantes de la communauté de diptères schizophores selon la composition du paysage en milieu agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges). Ces résultats ont été obtenus avec une régression binomiale négative.....53

LISTE DES FIGURES

- Figure 1 : Distribution des 40 fermes utilisées pour étudier les effets des pratiques agricoles sur la communauté de diptères schizophores selon la composition du paysage. Les spécimens ont été capturés dans un gradient est-ouest d'intensification agricole dans le Sud du Québec, Canada, en 2008. Le noir représente l'eau, le gris foncé représente les zones boisées, le gris intermédiaire représente les zones d'agriculture extensive (fourrages, pâturages) et le gris pâle représente les zones d'agriculture intensive (maïs, soya, céréales, maraîcher). Les carrés indiquent la position des fermes.32
- Figure 2: Un des pièges à insectes utilisés dans le cadre de cette étude. Notez la disposition en bordure des parcelles agricoles; ici à l'interface d'un pâturage et un champ de maïs..33
- Figure 3 : Représentation en 2 dimensions de l'analyse de redondance de la communauté de diptères schizophores selon les variables du paysage agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes).47
- Figure 4 : Distribution des distances des espèces au centroïde de l'analyse de redondance de la communauté de diptères schizophores selon les variables du paysage agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes).51

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La structure des communautés est principalement dictée par les pressions environnementales (Mutshinda et al. 2009) et ce, qu'importe le taxon ou le type d'écosystèmes (Badgley et Fox 2000, Griffiths et Philippot 2013.). Or les altérations des pressions environnementales par le biais des activités anthropiques sont multiples et grandissantes, affectant non-seulement les conditions environnementales à l'échelle locale, mais aussi à l'échelle globale (Wackernagel et al. 2002). À ce titre, la perte, la fragmentation et la dégradation des habitats, les pressions environnementales les plus importantes des dernières décennies, entraînent un désassemblage et une fragmentation des réseaux trophiques (Gonzalez et al. 2011) pouvant aussi, de par les changements dans la structure des paysages qu'elles occasionnent, faciliter la colonisation et l'implantation d'espèces exotiques au sein de régions dont le climat est devenu favorable à celles-ci (Sax et Brown 2000, Hierro et al. 2006). De tels changements sont donc à prendre au sérieux car ils entraînent non seulement des perturbations au niveau de la biodiversité à l'échelle locale, mais aussi à l'échelle régionale, avec pour conséquence d'altérer le fonctionnement et la résilience des écosystèmes et par le fait même, les services écologiques qu'ils rendent.

L'utilisation du paysage constitue une part importante des pressions environnementales anthropiques. Parmi les types d'utilisations du paysage par l'homme, l'agriculture contribue à la transformation du paysage et entraîne des pressions environnementales depuis plus de 10 000 ans (Bar-Yosef 2002, Takács-Sánta 2004, Foley et al. 2005, Kirch 2005). Effectivement, des chercheurs ont relevé des impacts écologiques des pratiques agricoles à travers l'histoire et la préhistoire (Diamond 1994, Hall et al. 2002, Hughes 2004, Takács-Sánta 2004, Kirch 2005, Peoples et al. 2006, Fitzpatrick et Keegan 2007, Merrill et al. 2009, Mt Pleasant 2011, Hart et Lovis 2012). Bien qu'il est parfois difficile de distinguer la part de

l'agriculture de celles de autres activités anthropiques, certaines occurrences ont été relevées où des civilisations entières auraient abandonné des terres autrefois luxuriantes, mais devenues inhospitalières dû aux transformations dans le paysage et aux pressions environnementales anthropiques (Diamond 1994, McDaniel et Gowdy 1999).

Depuis ses débuts, l'agriculture entraîne donc des transformations dans le paysage, incluant la déforestation, la modification du réseau hydrographique, de même que la compaction et l'érosion des sols. Cependant, les impacts écologiques des pratiques agricoles historiques et préhistoriques varient selon le contexte. Par exemple, au XVIIe siècle, pendant que les Européens cultivent le blé, les Amérindiens cultivent le maïs (Belderok 2000, Tanno et Willcox 2006, Mt Pleasant 2011). Or la culture du blé requiert le recours au labour afin de maximiser la surface de contact entre les graines et le sol. Le labour implique l'utilisation d'animaux de ferme et l'action combinée du labour et du bétail contribue à l'érosion et à la compaction du sol (Lal 2007, Mt Pleasant 2011), rendant ainsi l'agriculture plus ardue. De son côté, la culture traditionnelle du maïs telle que faite par les Amérindiens ne nécessite pas le travail du sol qui est essentiel à la culture du blé. Les graines de maïs sont assez grosses pour germer sans l'optimisation de la surface de contact avec le sol offerte par le labour. Sans labour, le paysage agricole amérindien est donc beaucoup plus proche du paysage naturel que ne l'est le paysage agricole européen (Mt Pleasant 2011). Or, la différence entre les impacts écologiques des pratiques agricoles européennes et amérindiennes du XVIIe siècle se mesurent même dans la productivité de leurs champs puisqu'en l'absence de labour, la culture du maïs atteint des taux de productivité grandement supérieurs à ceux du blé (Mt Pleasant 2011).

Les pratiques agricoles importées par les colons en Amérique du Nord seraient donc des précurseurs de certaines pratiques actuelles telles que l'agriculture intensive. L'intensification

agricole est observée à l'échelle locale comme à l'échelle globale (Jobin et al. 2004, Rudel et al. 2009, Jobin et al. 2010). Elle consiste en une transition des fermes familiales aux productions diversifiées, mais de petites envergures, vers des fermes marchandes de production à grande échelle. Dans le contexte de la croissance de la population mondiale, ce phénomène contribue à répondre aux demandes alimentaires grandissantes (World Bank 2008, Godfray et al. 2010, Tilman et al. 2011). L'intensification agricole est intimement associée avec le développement de techniques et de technologies de plus en plus performantes qui permettent aux producteurs agricoles d'optimiser la productivité de leurs terres cultivées. Elle est aussi associée à l'homogénéisation du paysage agricole, à l'introduction de fertilisants et pesticides chimiques et à la mécanisation agricole impliquant une compaction et une érosion des sols (Benton et al. 2003, Tscharntke et al. 2005). Il s'ensuit que les impacts écologiques associés aux pratiques agricoles sont amplifiés par l'intensification agricole (Foley et al. 2005, Tscharntke et al. 2005, Rudel et al. 2009).

Organisation et fonctionnement des communautés

Stephens et Wiens (2009) soulignent l'intérêt d'étudier la biogéographie historique pour aider à comprendre la cause des patrons observés en écologie des communautés. Les communautés sont formées de populations de plusieurs espèces entre lesquelles nous pouvons observer diverses interactions (Whittaker 2000) et l'écologie des communautés cherche à expliquer la variété et l'abondance des organismes à un lieu et un moment donné (Diamond et Case 1986). Dans ce domaine, la nomenclature a longtemps posé problème. Fauth et al. (1996), soulignent que les populations peuvent être définies selon 3 aspects, soient la phylogénie, la géographie et l'utilisation des ressources. Ils suggèrent de parler de taxonomie, de communautés et de guildes, respectivement. Pour en faire l'étude, les communautés sont décrites selon leur diversité, leur richesse en espèces, et l'abondance des populations, qui sont trois indices

complémentaires de complexité (Whittaker 2000, Wiens 1994). La diversité entre les sites, ou diversité bêta, représente la rotation entre les espèces et constitue un indice de complexité une échelle plus vaste (Crist et al. 2003). Ces populations s'organisent selon divers axes, avec des variations spatiales, temporelles et selon leurs ressources et contraintes (Diamond et Case 1986, Whittaker 2000). La complexité d'une communauté dépend d'ailleurs de la complexité du paysage où elle se situe (With et King 2004). Par exemple, les écosystèmes supportés par les monocultures agricoles sont parmi les moins stables, où une perturbation importante telle une épidémie de ravageur peut causer l'effondrement du système (Levin 1998). À l'inverse, les paysage complexes supportent des communautés plus stables (Levin 1998, With et King, 2004). La structure des communautés serait également dictées par les capacités de dispersion des espèces et les multiples types d'interactions entre les espèces (Diamond et Case 1986). Les interactions déterminent la structure trophique des communautés, où certaines espèces constituent des ressources ou des contraintes pour d'autres espèces. L'étude de la place des espèces dans la communauté a mené à l'élaboration de la théorie des niches, où l'utilisation des ressources de chaque espèce constitue une place qui lui est propre dans l'écosystème (Leibold 1995, Wiens 1994). La classification des espèces en guildes est une autre approche quant au fonctionnement des communautés, où les espèces sont classifiées en groupes larges selon leur utilisation des ressources et leur place dans la structure trophique (Hawkins et MacMahon 1989). Un autre patron important dans ceux qui gouvernent la structure des communautés est celui des introductions et extinctions d'espèces (Diamond et Case 1986).

Espèces introduites et invasives

La colonisation de l'Amérique du Nord a également entraîné l'introduction de plusieurs espèces. En effet, les activités anthropiques, notamment le transport, contribuent à augmenter le taux et la distance de dispersion de certaines espèces (Eriksson et Ehrlén 1992; Tilman

1997; Seabloom et al. 2003, Floerl et al. 2004). Les perturbations et activités anthropiques contribuent ainsi à l'implantation d'espèces (exotiques) hors de leur limite naturelle de dispersion et par conséquent, hors de leur aire normale de distribution (Hierro et al. 2006, Seabloom et al. 2006). Parmi ces espèces, certaines peuvent bénéficier de l'absence de compétiteurs, de prédateurs ou de parasites, ou encore, sont déjà familières avec des perturbations qui sont nouvelles dans les habitats qu'elles viennent de coloniser (D'Antonio et al. 1999). Ces facteurs peuvent contribuer à rendre certaines de ces espèces invasives, du fait que les perturbations rendent l'habitat disponible et que comme elles y sont adaptées, ces espèces y prolifèrent davantage que leurs homologues indigènes, allant jusqu'à dominer les nouveaux habitats (D'Antonio et al. 1999). En milieu agricole, l'importation de cultures a favorisé l'introduction de ravageurs invasifs. Par exemple, l'importation du soya a permis l'introduction du puceron du soya, *Aphis glycines* Matsumura, maintenant le plus important ravageur du soya en Amérique du Nord (Ragsdale et al. 2011). À ce titre, les paysages agricoles de l'Est de l'Amérique du Nord étant plus semblables aux paysages agricoles historiques d'Europe qu'aux paysages agricoles historiques de l'Est de l'Amérique du Nord (Mt Pleasant 2011), ceux-ci constituent le type d'habitats typiques à subir l'invasion par des espèces introduites (D'Antonio et al. 1999, Hierro et al. 2006, Seabloom et al. 2006). Il s'ensuit que ces espèces invasives deviennent fréquemment des espèces nuisibles qui perturbent les services écologiques rendus par les écosystèmes agricoles (Mooney et Cleland 2001, Didham et al. 2005, Rodriguez 2006).

Services écologiques

L'introduction de nouvelles espèces, particulièrement des espèces invasives, dans un écosystème peut entraîner une perturbation des services écologiques. Les services écologiques représentent la contribution directe et indirecte des écosystèmes au bien-être humain

(Costanza et al. 1997, 2011). Plusieurs approches ont été développées afin de mesurer l'importance des services écologiques. Selon Costanza et al. (1997), la contribution des services écologiques mondiaux est estimée à 33 billions de dollars US par année et la valeur combinée des services écologiques associés aux terres agricoles à 129 milliards de dollars US par année. Une approche différente consiste à mesurer l'appropriation humaine de la production primaire nette des écosystèmes terrestres. En 2007, cette approche indique que 23,8% de la production primaire nette potentielle terrestre serait appropriée par l'homme, dont 49,8% est associée aux plantes cultivées (Haberl et al 2007). Ces estimations de l'importance des services écologiques ont permis à la communauté scientifique de conclure que la protection des services écologiques mérite une place importante dans la gestion des écosystèmes (Templet 1998). Effectivement, lorsqu'on décide d'altérer un écosystème pour tirer un bénéfice donné, il est important de connaître les services et services potentiels perdus afin que la décision soit éclairée (Templet 1998, Björklund et al. 1999). Les services écologiques associés aux écosystèmes agricoles sont variés : production de nourriture, esthétique, récréation, séquestration de carbone, conservation de biodiversité, régulation du climat, etc. (Swinton et al. 2007, Zhang et al. 2007). D'ailleurs, la stabilité de plusieurs services écologiques agricoles tels que la protection des cultures et la fertilité des sols est assurée par la biodiversité et la diversité fonctionnelle des écosystèmes agricoles (Altieri 1999). Par contre, les écosystèmes agricoles sont également associés à des « nuisances » écologiques : la perte et la fragmentation d'habitats naturels, l'eutrophisation des plans d'eau, les impacts des pesticides sur les espèces non ciblées dont les pollinisateurs et les prédateurs, les dommages aux cultures et aux habitats adjacents causés par les ravageurs, la compétition pour la pollinisation et pour l'eau, etc. (Swinton et al. 2007, Zhang et al. 2007). Aussi, devons-nous nous assurer que les nuisances restent minimales par rapport aux services écologiques dans le développement agricole (Björklund et al. 1999).

Gestion agricole

La communauté scientifique connaît présentement un débat sur les méthodes optimales à adopter afin de minimiser les impacts écologiques négatifs liés à l'agriculture tout en permettant d'augmenter la productivité agricole afin de subvenir aux besoins alimentaires qui devraient augmenter de 70 à 100% entre les années 2000 et 2050 (World Bank 2008, Godfray et al. 2010, Tilman et al. 2011). La thèse du *land sharing* soutient que l'agriculture devrait se faire dans un paysage complexe où les habitats naturels et semi-naturels seraient partagés avec des terres cultivées extensivement (Perfecto et Vandermeer 2010, Grau et al. 2013). Par ailleurs, la thèse du *land sparing* soutient qu'en concentrant la production agricole sur des superficies limitées où les pratiques seraient aussi intensives que possible, il serait possible de protéger une proportion maximale d'habitats naturels et semi-naturels (Phalan et al. 2011, Grau et al. 2013). Selon cette thèse, la présence d'habitats semi-naturels devrait compenser les impacts écologiques négatifs des cultures intensives et supporter la biodiversité des écosystèmes agricoles. Cependant, Rudel et al. (2009) soulèvent que dans la majorité des régions du monde où les pratiques agricoles se sont intensifiées depuis 1970, la superficie de terres cultivées est en augmentation. Or, l'approche du *land sparing* ne serait pas appliquée d'emblée dans les productions agricoles. Dans un même ordre d'idée, Fischer et al. (2011) soulignent dans leur réponse à Phalan et al. (2011) le caractère impraticable d'un *land sparing* pur. Ils soulèvent l'idée que la solution à adopter pourrait se trouver dans une approche hybride le long d'un gradient entre le *land sharing* et le *land sparing*. Finalement, Grau et al. (2013) indiquent l'importance de considérer les coûts et les bénéfices des stratégies de gestion agricole au-delà des terres ciblées.

Comme certains impacts négatifs de l'intensification agricole sur les écosystèmes agricoles sont reconnus, certains gouvernements, surtout en Europe mais également en Amérique du Nord, ont mis en place des plans de gestion agricole (Dar et al. 2007, Primdahl et al. 2003,

Stoate et al. 2009). Ces plans ont pour objectif de fournir un revenu approprié aux producteurs agricoles ainsi que de promouvoir les méthodes de production agricoles compatibles avec la protection de l'environnement et la conservation des écosystèmes, de même que de limiter les surplus de production (Primdahl et al. 2003, Wynne-Jones 2013). Ils fonctionnent sur une base volontaire de la part des producteurs agricoles, qui sont récompensés s'ils y participent. Bien que ces plans de gestion puissent avoir des effets bénéfiques, tels que la diminution du déclin des oiseaux champêtres, le maintien d'une communauté de plantes supportant davantage les pollinisateurs et une plus grande abondance d'arthropodes prédateurs bénéfiques (Vickery et al. 2004, Pywell et al. 2011), leur efficacité n'est toujours pas optimale (Kleijn et al. 2001, 2009, 2011, Berendse et al. 2004, Matson et Vitousek 2006, Batáry et al. 2011) ou même connue (Kleijn et al. 2011). Pour cette raison, la communauté scientifique continue à émettre des suggestions et à évaluer les effets de ces plans de gestion (Berendse et al. 2004, Tschardt et al. 2005, Dar et al. 2007, Schmitz et al. 2007, Attwood et al. 2008, Stenchly et al. 2011, Vayssières et al. 2011, Wickings et al. 2011). Afin que les suggestions de la communauté scientifique sur les pratiques de gestion agricole soient adéquates, il est primordial à la fois de connaître les écosystèmes agricoles et de comprendre l'ensemble des impacts écologiques des pratiques agricoles actuelles et à venir.

Importance des arthropodes dans les écosystèmes agricoles

Les arthropodes terrestres constituent le groupe animal ayant la plus grande diversité connue et estimée (Odegaard 2000) et les services écologiques remplis par les insectes et autres arthropodes tels que les araignées sont considérables (Losey et Vaughan 2006). Alors que la contribution des insectes domestiques aux services écologiques en milieu agricole, telle que la pollinisation par l'abeille domestique, *Apis mellifera* (L), est largement reconnue du fait des gains en productivité des cultures (Morse et Calderone 2000), la contribution importante des

arthropodes sauvages aux services écologiques en milieu agricole, telle que la pollinisation par les bourdons, *Bombus spp.*, l'est moins (Losey et Vaughan 2006). En effet, on réfère souvent aux nuisances écologiques dont certains arthropodes sauvages sont responsables en milieu agricole; outre les parasites, on pense ici aux ravageurs agricoles. Le recours aux pesticides de synthèse demeure un moyen de combattre les ravageurs très utilisé au Canada comme à travers le monde, dans les pays industrialisés comme dans les pays en développement (Tellier 2006, Devine et Furlong 2007). Cependant, les arthropodes sauvages contribuent de façon importante aux écosystèmes agricoles, puisqu'en plus de former une ressource alimentaire pour les niveaux trophiques supérieurs, ils offrent une variété de services écologiques tels que la pollinisation, la décomposition du fumier et autres matières organiques en formes assimilables par les plantes et le contrôle des ravageurs par les parasites, parasitoïdes et prédateurs (Losey et Vaughan 2006).

Impacts des pratiques agricoles sur les arthropodes

Compte tenu de la contribution importante des arthropodes au fonctionnement des écosystèmes agricoles, leur réponse aux pratiques agricoles ont fait l'objet de plusieurs études (voir Tableau 1 pour revue synthétique des principales publications sur le sujet). La plupart de ces travaux indiquent que les pratiques agricoles intensives entraîneraient des effets négatifs sur divers aspects de la biodiversité de plusieurs groupes d'arthropodes tels que les microarthropodes du sol (Menta et al. 2011) et les insectes pollinisateurs (Klein et al. 2007). La pollinisation et la suppression des ravageurs, deux services écologiques majeurs fournis par les arthropodes dans les milieux agricoles, se verraient aussi négativement affectés par les pratiques intensives (Evans et al. 2011, Gabriel et Tschardtke 2007). En contrepartie, les pratiques plus extensives offrant, entre autres, la présence d'habitats naturels, semi-naturels et marginaux, entraîneraient des effets positifs sur la biodiversité d'arthropodes tels que les

carabidés et les araignées (Batáry et al. 2008, 2012, Schmidt et al. 2005). Ces pratiques extensives favoriseraient aussi la pollinisation, via une grande abondance et diversité de fleurs sauvages, et la suppression des ravageurs, en maintenant des réseaux trophique complexes (Hudewenz et al. 2012, Tschardtke et al. 2005). Il est à noter que malgré les tendances générales se dégageant des études présentés dans le Tableau 1, la réponse des arthropodes face aux pratiques agricoles varie tout de même selon les taxons, la région et le régime agricole (Jeanneret et al. 2003, Kromp 1999).

La variabilité de la réponse des arthropodes aux pratiques agricoles se manifeste en outre dans l'efficacité des plans de gestion agricole. Plusieurs études soulignent l'importance d'un seuil minimal requis en termes de complexité du paysage et de la présence d'habitats naturels ou semi-naturels pour le maintien d'une communauté d'arthropodes diversifiée et des services écologiques qu'elle fournit (Letourneau et al. 2012, Tschardtke et al. 2011). Par exemple, Kohler et al. (2007) indiquent que les effets des plans de gestion agricole sur les populations d'insectes pollinisateurs ont un effet positif en Suisse, un pays se trouvant à avoir des pratiques agricoles modérément intensives, mais un effet nul aux Pays-Bas, qui se trouve à avoir des pratiques agricoles très intensives. Les travaux de Schweiger et al. (2005) indiquent que la connectivité des habitats et l'intensité du régime agricole sont les éléments majeurs influençant la diversité des arthropodes en milieu agricole. Augmenter la connectivité des habitats naturels et semi-naturels favoriserait la dispersion, résultant donc en une plus communauté riche, et une diminution dans l'intensité des régimes agricoles faciliterait le maintien d'une plus grande complexité au niveau des réseaux trophiques (Schweiger et al. 2005). De façon générale, il semblerait que les plans de gestion agricole aient des effets bénéfiques sur la communauté globale, mais des effets marginaux sur les espèces rares (Kleijn et al. 2006); ces plans de gestion semblent donc parvenir à maintenir des communautés relativement riches et diversifiée, mais se trouvant tout de même plus perturbées que les communautés retrouvées en milieu ou les pratiques agricoles sont moins intensives (Kleijn et al. 2006).

Tableau 1 : Revue de la littérature sur les effets de l'intensification agricole sur les arthropodes.

Abréviations : I.A. = intensification agricole

Les références ont été obtenues dans la banque d'articles *Scopus* avec les mots clés « Arthropods AND Land Use Intensity », et le sous ensemble le plus pertinent de « Arthropods AND Agriculture » et de « Athropods AND Agricultural » des années 1998 à 2013

Référence	Région(s)	Taxon(s)	Conclusion(s) générale(s)
Andersson et al. 2012	Suède	Pollinisateurs	L'agriculture biologique favorise la pollinisation
Attwood et al. 2008	-	Arthropodes peu mobiles	L'I. A. entraîne une diminution de la richesse en espèces
Badenhausser et al. 2012	Ouest de la France	Orthoptères	La disponibilité et la connectivité de l'habitat constituent des facteurs majeurs dans la distribution des orthoptères
Baldi et al. 2012	Hongrie	Plantes, oiseaux, arthropodes	Les pâturages semi-naturels ont des effets positifs sur la biodiversité
Batáry et al. 2008	Hongrie	Arachnidae, Carabidae	Diversité du paysage : effet positif sur l'abondance des carabidés Intensité des cultures : effet négatif sur la richesse d'araignées
Batáry et al. 2010	Hongrie, Suisse, Pays-bas	Abeilles, autres pollinisateur	Les plans de gestion agricoles semblent insuffisants à supporter les pollinisateurs dans les secteurs de grande intensité agricole, mais ont des effets positifs sur ceux-ci dans les secteurs d'intensité agricole intermédiaire
Batáry et al. 2012	Allemagne	Araignées, insectes, plantes	La quantité de bordures favorise la richesse globale, avec des réponses variées selon les groupes fonctionnels
Bengtsson et al. 2005	Méta-analyse	Plantes, oiseaux, insectes	L'agriculture biologique entraîne souvent un effet positif sur la richesse en espèce
Birkhofer et al. 2011	Therwil, Suisse	Réseaux trophiques d'arthropodes	Les communautés riches en espèces sont plus à même de maintenir une suppression de ravageurs par les prédateurs

Référence	Région(s)	Taxon(s)	Conclusion(s) générale(s)
Bourassa et al. 2008	Alberta, Canada	Carabidae	L'agriculture "soutenable" favorise des densités de carabidés plus élevée que dans les champs conventionnels
Brose 2003	Allemagne	Carabidae	Les carabidae répondent davantage aux caractéristiques du sol qu'à l'hétérogénéité du paysage
Burel et al. 1998	Bretagne, France	Insectes, plantes, petits mammifères, oiseaux,	Les insectes répondent plus rapidement à l'intensification agricole que les mammifères, les oiseaux et les plantes
Burel et al. 2004	Bretagne, France	Chironomidae, Empididae (Diptera), Carabidae, petits mammifères	Diptera : perte de richesse le long du gradient d'I.A. Carabidae : remplacement de spp. le long du gradient d'I.A. Mammifères : pas de différence
Canters et Tamis 1999	Pays-Bas	Arthropodes	Les habitats marginaux contribuent au maintien d'une communauté d'arthropodes riche et variée
Cattaneo et al. 2006	Arizona, États-Unis	Fourmis et Coléoptères	Les impacts négatifs de la culture intensive de coton peuvent être limités en remplaçant l'utilisation de pesticides à spectre large par une variété transgénique de bactérie, <i>Bacillus thuringiensis</i>
Cizek et al. 2011	République Tchèque	Arthropodes variés	Diversité plus faible dans les champs au fauchage uniforme que dans ceux au fauchage en "patches"
Clough et al. 2005	Allemagne	Araignées	Diversité des araignées associée à l'hétérogénéité du paysage
Concepcion et al. 2007	Espagne	Arthropodes variés plantes vasculaires, oiseaux,	Efficacité des "Agri-Environmental Schemes" optimale à des niveaux intermédiaires de complexité du paysage.
De la Mora et Philpott 2010	Mexique	Fourmis et leurs parasites	L'agriculture intensive de café affecte négativement les communautés de fourmis et de leurs parasites

Référence	Région(s)	Taxon(s)	Conclusion(s) générale(s)
Delettre et al. 2000	France	Chironomidae	Diversité positivement influencée par la qualité et la quantité de haies et bordures
Delettre 2005	France	Chironomidae	Distribution des espèces influencée par le niveau de perturbations, la couverture du paysage, le système hydrique du sol et la hauteur de la végétation
Diekötter et al. 2008	Suisse	Apidae, Heteroptera, Carabidae	Diversité d'habitats importante pour le maintien de la diversité fonctionnelle des arthropodes en milieu agricole
Douglas et al. 2010	Écosse	Insectes variés	Le moment de récolte des céréales influence les pics d'abondance d'arthropodes alors que les herbicides réduisent l'abondance des arthropodes.
Duelli et al. 1999	Suisse	Insectes variés	Diversité supérieure dans les habitats aux pratiques agricoles moins intensives
Evans et al. 2011	Angleterre	Réseaux trophiques agricoles	Les insectes représentent la majorité du réseau trophique associé aux cultures. Des modélisations révèlent que l'I. A. entraîne un déclin de suppression de ravageurs par les parasitoïdes
Flohre et al. 2011	Europe	Carabidae, plantes, oiseaux	Lorsque les cultures sont variées, l'I. A. n'entraîne pas une homogénéisation des communautés
Fox 2013	Angleterre	Papillons de nuit	La dégradation des habitats naturels et les changements climatiques contribuent au déclin de l'abondance des papillons de nuit
Gabriel et Tscharrntke 2007	Allemagne	Plantes pollinisées par les insectes	La perturbation des interactions plantes-pollinisateurs par l'I. A. pourrait causer d'importants changements dans la structure des communautés de plantes

Référence	Région(s)	Taxon(s)	Conclusion(s) générale(s)
Gagic et al. 2012	Allemagne	Réseaux Aphididae- parasitoïde- hyperparasitoïde	L'I. A. peut supporter des communautés hôte-parasitoïdes diversifiées, mais très variables, rendant difficile la prédiction de changements dans le fonctionnement des écosystèmes entraînés par l'I. A.
Gaucherel et al. 2007	France	Carabidae	Abondance associée à l'hétérogénéité du paysage
Gill et al. 2012	-	Abeilles	Performances des abeilles au niveau individuel et de la colonie affectée négativement par l'exposition combinée de différents pesticides
Grixti et al. 2009	Illinois, États-Unis	Bourdons	Déclin majeur des bourdons en Illinois dans les années 1940-1960 coïncide avec une I.A. à grande échelle
Grüebler et al. 2008	Suisse	Insectes aériens	Abondance influencée par divers éléments structurels du paysage, tels les haies, arbres isolés et vergers
Haenke et al. 2009	Allemagne	Syrphidae	La présence de bandes de fleurs a un effet positif sur l'abondance des syrphidae plus important en milieu intensif qu'en milieu extensif
Hendrickx et al. 2009	Europe	Carabidae	Richesse des espèces à faible capacité de dispersion réduite par la fragmentation des habitats
Hendrickx et al. 2007	Europe	Arthropodes variés	Illustrent l'importance de la diversité Beta et Gamma dans l'évaluation des effets de l'I. A.
Hogg et al. 2011	Californie, États-Unis	Aphididae, Syrphidae	L'augmentation de fleurs nectarifères dans le paysage améliore la suppression de ravageurs agricoles et la qualité des cultures via une augmentation de la valeur adaptative d'ennemis naturels
Holzschuh et al. 2008	Allemagne	Insectes pollinisateurs	Diversité de pollinisateurs favorisée par les cultures biologiques

Référence	Région(s)	Taxon(s)	Conclusion(s) générale(s)
Holzschuh et al. 2011	Allemagne	Insectes pollinisateurs et plantes pollinisées	Malgré que les cultures avec abondance de fleurs nectarifères augmentent l'abondance de pollinisateurs généraliste à long terme, elles menacent potentiellement la valeur adaptative de plantes sauvages concurrentes pollinisées par les insectes
Hudewenz et al. 2012	Allemagne	Apidae, Acrididae	Les pratiques agricoles moins intensives sont associées à une baisse de l'herbivorie et une hausse de la pollinisation
Hutton et Giller 2003	Irlande	Bousiers	Diversité des bousiers augmente avec l'hétérogénéité du paysage et la présence d'ongulés; l'A. I. serait préjudiciable à la diversité des bousiers et à la décomposition des fèces, alors que l'agriculture biologique y serait favorable.
Jeanneret et al. 2003	Suisse	Papillons, araignées et carabidés	La réponse des arthropodes au paysage agricole varie selon les organismes et la région
Kessler et al. 2009	Indonésie	Arthropodes variés, Plantes, et...	La variété dans les réponses à l'utilisation du paysage entre les groupes souligne l'importance de l'hétérogénéité du paysage dans le maintien d'une grande diversité
Kleijn et al. 2006	Europe	Arthropodes variés, plantes, oiseaux,	Les plans de gestion agricole ont des effets bénéfiques sur la communauté globale, mais des effets marginaux sur les espèces rares
Klein et al. 2007	Méta-analyse cosmopolitaine	Insectes pollinisateurs	L'I. A. compromet les communautés d'abeilles sauvages et leur effet stabilisateur sur les services de pollinisation
Kohler et al. 2007	Suisse et Pays-Bas	Insectes pollinisateurs	Les plans de gestion agricole ont un effet positif sur l'abondance et la richesse des pollinisateurs en Suisse, mais ont un effet nul au Pays-Bas où la richesse et l'abondance des pollinisateurs y sont beaucoup plus bas qu'en Suisse.

Référence	Région(s)	Taxon(s)	Conclusion(s) générale(s)
Kőrösi et al. 2012	Hongrie	Hemiptera	Composition de la communauté déterminée principalement par la structure de la végétation mais la richesse en espèces est positivement influencée par le broutage.
Kromp 1999	Hémisphère nord	Carabidae	Assemblages d'espèces déterminés par la rythmicité des opérations et la phénologie des cultures.
Letourneau et al. 2012	Californie, États-Unis	Tachinidae	Les taux de parasitisme diminuent grandement lorsque la proportion de cultures intensives dans le paysage dépasse des seuils spécifiques selon les espèces
Marini et al. 2009	Alpes	Insectes varies, plantes	Diversité des groupes à l'étude influencée négativement par la taille des fermes mais positivement par la pente des terres cultivées.
Menta et al. 2011	Italie	Micro-arthropodes du sol	Richesse taxonomique plus faible sur les terres cultivées que dans les habitats semi-naturels
Merckx et al. 2010	Belgique	<i>Thelca betulae</i> L. (Lépidoptère)	La structure du paysage affecte la densité de l'espèce à l'étude
Millan de la Pena et al. 2003	France	Carabidae	Composition de la communauté influencée par la structure du paysage, le maïs favorisant les petites espèces ayant de plus grandes capacités de dispersion
Philpott et al. 2008	Mexique	Fourmis prédatrices	L'intensification des cultures de café n'affecte pas la diversité mais entraîne un changement dans la composition des espèces
Philpott et al. 2006	Mexique	Fourmis arboricoles	L'intensification des cultures de café entraînent une perte de diversité de fourmis

Référence	Région(s)	Taxon(s)	Conclusion(s) générale(s)
Potts et al. 2009	Royaume Uni	Insectes pollinisateurs	L'extensification des prairies, (arrêt de la fertilisation, réduction de la fréquence de fauchage, évitement du brouillage) ainsi que la présence d'habitats riches en fleurs nectarifère sont des pratiques bénéfiques aux pollinisateurs
Power et al. 2012	Irlande	Plantes pollinisées par les insectes	Les cultures pollinisées par les insectes sont favorisées par la complexification du paysage
Purtauf et al. 2005	Allemagne	Carabidae	Les prairies environnantes jouent un rôle important dans le maintien d'une communauté diversifiée en milieu agricole ; les éléments du paysage jouent un rôle plus important que le type de gestion agricole pour ce groupe
Rizali et al. 2012	Indonésie	Fourmis	La structure du paysage joue un rôle plus important que le type de gestion agroforestière sur la diversité des fourmis
Schmidt et al. 2005	Allemagne	Araignées	L'agriculture biologique n'affecte pas la richesse en espèce mais augmente la densité dans le paysage ; dans les cultures conventionnelles, la densité est associée positivement à la proportion d'habitats non cultivés dans le paysage
Schmidt et al. 2008	Allemagne	Araignées	Richesse en espèce favorisée par la proportion d'habitats non cultivés dans le paysage ; les espèces répondent au paysage à différentes échelles
Schriever et al. 2007	Allemagne	Macroinvertébrés aquatiques	Dans les sites au grand potentiel de ruissellement, l'intensification agricole est associée à une perte de richesse spécifique de macroinvertébrés aquatiques
Schulz et al. 1999	Allemagne	Macroinvertébrés aquatiques	L'utilisation d'insecticides agricoles joue un rôle important dans la dynamique des communautés

Référence	Région(s)	Taxon(s)	Conclusion(s) générale(s)
Schweiger et al. 2005	Europe	Insectes variés	Composition de la communauté principalement influencée par l'utilisation du paysage mais taille des espèces et guildes trophiques principalement influencées par la composition du paysage.
Steffan-Dewenter et al. 2007	Indonésie	Insectes variés, plantes	La réduction de la proportion de zones ombragées dans les systèmes agro-forestiers entraîne une faible diminution de biodiversité mais favorise l'optimisation de la production agricole
Steffan-Dewenter et Tscharrntke 1999	Allemagne	Insectes pollinisateurs	L'abondance et la diversité des communautés d'abeilles, ainsi que le maintien des interactions plantes-pollinisateurs dépendent de la connectivité des habitats
Teodoro et al. 2011	Équateur	Insectes variés	Chaque type d'utilisation du paysage contribue à la diversité globale de la matrice agricole à cause des communautés distinctes associées aux cultures ombragées ou non
Thies et al. 2011	Europe	Insectes variés	La suppression des pucerons est la meilleure dans les paysages complexes avec peu d'A. I.
Torma et Császár 2012	Hongrie	Heteroptera	La proportion d'habitats marginaux a un effet positif sur la richesse d'espèces
Tscharrntke et al. 2005	-	-	L'allocation d'habitats dans les paysages simples important pour le maintien des services écologiques
Tscharrntke et al. 2007	Allemagne	Hymenoptera	Les habitats complexes seraient les meilleurs pour le contrôle biologique des ravageurs
Tscharrntke et al. 2011	Allemagne	Insectes, plantes, mammifères, oiseaux	Maintien de la biodiversité et des services écologiques tels que la pollinisation et la suppression de ravageurs requiert 20% d'habitats semi-naturels dans le paysage agricole

Référence	Région(s)	Taxon(s)	Conclusion(s) générale(s)
Tscharntke et al. 2013	Équateur, Indonésie	Insectes et oiseaux	L'hétérogénéité du paysage est critique dans le maintien de la diversité beta des communautés
Tylianakis et al. 2007	Équateur	Réseau trophique hôtes-parasites d'hyménoptères et leurs parasitoïdes	L'altération des structures trophiques représente un effet fonctionnel important de la modification anthropique d'habitats
Vollhardt et al. 2008	Allemagne	Parasitoïdes de pucerons	Les parasitoïdes trouveraient leurs ressources nécessaires même dans les paysages simples, rendant difficile les généralisations des effets de l'hétérogénéité du paysage sur les réseaux trophiques
Von Berg et al. 2010	Allemagne	Arthropodes variés	La suppression des ravageurs par les prédateurs dépend du rôle des décomposeurs
Wardle et al. 1999	Nouvelle-Zélande	Arthropodes du sol	L'I. A. n'a pas des effets néfastes systématiques sur la faune du sol; les arthropodes du sol répondent aux pratiques altérant le sol
Westphal et al. 2003	Allemagne	Insectes pollinisateurs	La densité de bourdons est associée positivement à la disponibilité de fleurs nectarifères cultivées de façon extensive à l'échelle du paysage
Westphal et al. 2006	Allemagne	Bourdons	Durée de quête alimentaire et la taille des colonies sont influencées par la qualité des ressources florales
Wiegloss et al. 2012	Indonésie	<i>Helopeltis sulawesi</i> et <i>Theobroma cacao</i> , pestes du cacao	La suppression du ravageur <i>H. sulawesi</i> favorise son homologue <i>T. cacao</i> ; l'optimum de production se trouverait avec un taux de suppression intermédiaire de <i>H. sulawesi</i>
Wilby et al. 2006	Vietnam	Arthropodes	L'expansion de monocultures de riz n'a pas nécessairement d'impact sur la diversité et le fonctionnement de la communauté d'arthropodes

Référence	Région(s)	Taxon(s)	Conclusion(s) générale(s)
Wilby et Thomas 2002	Asie	Insectes ravageurs	Les connaissances biologiques aident à prédire les processus écologiques et les effets de la perte d'espèces et de services écologiques
Yaacobi et al. 2007	Israël	Carabidae et Tenebrionidae	La réponse des espèces au paysage est proportionnelle à leur capacité de dispersion
Zabel et Tschamtkke 1998	Allemagne	Insectes phytophages et prédateurs	L'abondance des prédateurs sont plus négativement affectés par l'isolement des habitats que les phytophages

Importance des diptères schizophores dans les écosystèmes agricoles

En milieu agricole, les diptères schizophores constituent un des groupes d'insectes les plus abondants, diversifiés et dont les fonctions écologiques sont les plus diverses (Vockeroth 2002, McAlpine et al. 1987). Les diptères schizophores sont une section de l'infra-ordre des brachycères, et regroupe près de 90 familles de mouches relativement robustes telles que les mouches à fruit (*Drosophila* spp.) et la mouche domestique (*Musca domestica* L.) (Marshall 2012). En tant que groupe, les diptères schizophores occupent toutes les guildes alimentaires : prédateurs, parasites, parasitoïdes, anthophiles, coprophages, décomposeurs, phytophages, etc. (McAlpine et al. 1987, Skevington et Dang 2002, Courtney et al. 2009, Marshall 2012). Ils contribuent donc à divers services écologiques, comme dans le cas de *Voria ruralis* (Fallén), une mouche de la famille *Tachinidae* qui est un parasitoïde de *Trichoplusia ni* (Hübner), un lépidoptère ravageur du chou (Oatman 1966). Assurément, un groupe aussi abondant, diversifié et dont la diversité fonctionnelle est si vaste devrait être considéré comme de grand intérêt dans la compréhension du fonctionnement des écosystèmes où on le retrouve. Cependant, rares sont les études qui se penchent spécifiquement sur les diptères schizophores (Beaulieu et Wheeler 2005, Grégoire-Taillefer et Wheeler 2010, 2012, Lévesque-Beaudin et Wheeler 2011, Savage et al. 2011) et aucune ne s'est penché sur les impacts de l'intensification agricole sur ce groupe. Ce manque peut probablement être attribué au fait qu'il s'agit d'un groupe peu charismatique et dont l'identification reste ardue, deux éléments qui peuvent retenir les chercheurs de les utiliser comme focus dans leurs études.

Objectif du mémoire

Le but de ce mémoire est de quantifier les effets de l'intensification agricole sur les communautés de diptères schizophores, un groupe de grande importance dont la réponse aux activités agricoles est mal explorée. J'explore les réponses de l'abondance globale, de la richesse totale et de la diversité de simpson selon la diversité et selon la composition du paysage. J'observe la répartition des espèces selon la composition du paysage. J'explore les réponses de 3 guildes alimentaires, phytophages, saprophages et zoophages, à la diversité et à la composition du paysage. Ensuite, je détermine quelques espèces marquantes dans la communauté et observe leur réponse à la diversité et à la composition du paysage.

CHAPITRE 1

INFLUENCE DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ ET DE LA COMPOSITION DU PAYSAGE AGRICOLE SUR LES COMMUNAUTÉS DE DIPTÈRES SCHIZOPHORES DU SUD DU QUÉBEC (CANADA)

MISE EN CONTEXTE

L'étude présentée dans ce chapitre vise à déterminer les conséquences de l'intensification agricole sur la communauté de Diptères schizophores présente dans les écosystèmes agricoles du Sud du Québec. Les auteurs de cette étude sont Louis Laplante, Jade Savage et Marc Bélisle. Louis Laplante a contribué de façon majoritaire à chacune des étapes du projet, soit la récolte de données sur le terrain, la mise des spécimens en collection, l'identification des spécimens à l'espèce ou la morpho-espèce, la gestion des bases de données, l'élaboration des questions de recherche, les analyses statistiques, l'interprétation des résultats ainsi que la rédaction de l'article présenté ici. Mon directeur, Marc Bélisle, a encadré le projet de recherche avec une perspective principalement écologique. Il a participé à la conception du projet, au design d'échantillonnage, à l'analyse des données ainsi qu'à l'édition du manuscrit. Ma co-directrice, Jade Savage, a également encadré le projet de recherche avec une perspective principalement taxonomique. Elle a participé à la conception du projet, au design d'échantillonnage, à l'identification des spécimens, à l'interprétation des résultats ainsi qu'à l'édition du manuscrit. L'article présenté ici constitue le cœur de ce mémoire et sera soumis à *Agriculture, Ecosystems and Environment*, une revue scientifique de calibre international.

RÉSUMÉ

Avec les demandes alimentaires mondiales en croissance, les pratiques agricoles se sont intensifiées au cours des dernières décennies et devraient s'intensifier davantage dans les décennies à venir. Or l'intensification agricole se fait au prix de conséquences écologiques encore mal connues, malgré le fait que celle-ci cause une homogénéisation des paysages à grande échelle en plus d'être associée à une forte utilisation de pesticides. Il est donc primordial de bien comprendre le fonctionnement des écosystèmes agricoles afin de bien orienter les plans de gestion agricole visant à optimiser la production agricole tout en minimisant les conséquences écologiques néfastes. Un groupe important dans le fonctionnement des écosystèmes agricoles, les Diptères schizophores, demeurent largement ignorés dans le cadre des études évaluant les impacts de l'intensification agricole sur la biodiversité. La présente étude porte donc sur les effets de l'intensification agricole sur la communauté de Diptères schizophores. En 2008, nous avons récolté, identifié et, lorsque possible, associé à une ou plusieurs guilde(s) alimentaire(s) larvaire(s) 5313 spécimens récoltés dans des pièges situés sur 40 fermes dans le Sud du Québec. Ces fermes étant situées dans un gradient d'intensification agricole sur une superficie de 10 200 km², nous avons associé divers paramètres de la communauté à l'hétérogénéité et à la composition en habitats du paysage. Nous avons trouvé que des facteurs associés à l'intensification agricole, l'homogénéisation du paysage entraîne un appauvrissement global de la richesse et de l'abondance de la communauté, alors que la présence de cultures intensives dans un paysage hétérogène entraîne plutôt un changement dans la composition de la communauté de Diptères schizophores. Par ailleurs, l'abondance des phytophages, des zoophages et des saprophages étaient toutes plus importantes dans les paysages les plus hétérogènes. De plus, alors que les phytophages et les saprophages présentaient des abondances maximales à des recouvrements intermédiaires de maïs, *Zea mays*, les zoophages diminuaient en abondance avec cette culture. Nous avons également trouvé que la majorité des espèces dominantes de la communauté sont des espèces introduites d'Europe, probablement dû aux transformations historiques du paysage

associée avec la colonisation. Ainsi, les patrons dans la communauté de Diptères schizophores en milieu agricole sont influencés par l'intensification agricole, mais seraient également des conséquences des transformations historiques du paysage. Dans une optique de diminution des impacts de l'agriculture sur les écosystèmes agricoles, la compréhension des transformations historiques dans le paysage aident à comprendre les patrons observés chez les communautés sauvages.

INTRODUCTION

Parmi les écosystèmes les plus sollicités par les activités anthropiques, on trouve les milieux agricoles qui sont soumis à des pressions environnementales grandissantes afin d'y accroître le niveau de production par unité de surface (Green et al. 2005, Mooney et al. 2005). En Amérique du Nord et en Europe, cela se traduit par le passage de petites fermes familiales diversifiées, souvent axées sur la production laitière, à de grandes cultures intensives, souvent céréalières. Cette transition entraîne, entre autres, une diminution de l'hétérogénéité du paysage par une diminution de la diversité des cultures et la disparition de d'habitats marginaux tels que les haies, boisés et cours d'eau (Bélanger et Grenier 2002, Foley et al. 2005, Tscharntke et al. 2005, Rudel et al. 2009, Stoate et al. 2009). De plus, l'utilisation accrue de fertilisants et de pesticides peuvent avoir des effets néfastes bien au-delà des cultures qu'ils favorisent et protègent, comme l'empoisonnement d'organismes non ciblés ou la diminution et la contamination des ressources alimentaires des niveaux trophiques supérieurs (Devine et Furlong 2007, Taylor et al. 2006). Cette intensification des pratiques agricoles, de même que l'agrandissement des terres destinées à l'agriculture, devraient s'amplifier avec l'augmentation prévue de 70 à 110% des besoins alimentaires internationaux entre les années 2000 et 2050 (World Bank 2008, Tilman et al. 2011).

L'intensification agricole n'est pas sans impact sur la biodiversité, affectant une variété de groupes taxonomiques incluant des microorganismes (e.g., Postma-Blaauw et al. 2010), des végétaux (e.g., Roschewitz et al. 2005, Gabriel et al. 2006, Flohre et al. 2011), divers invertébrés (e.g., Diekötter et al. 2010, Flohre et al. 2011, Tscharntke et al. 2012), ainsi que des vertébrés, dont des amphibiens (e.g., Mills et Semlitsch 2009), des oiseaux (e.g., Benton et al. 2009, Guerrero et al. 2010, Flohre et al. 2011) et des mammifères (e.g., Sotherton 1998, Bilenca et al. 2007, Jennings et Pocock 2009). Parmi ceux-ci, les arthropodes ont fait l'objet

de plusieurs études montrant, entre autres, que la nature des cultures et leurs traitements affectent la composition, la richesse et la diversité des assemblages d'espèces (e.g., Hendrickx et al. 2007, Stoate et al. 2009, Batáry et al. 2011). Par exemple, les cultures biologiques ou comportant des fleurs nectarifères favorisent l'abondance et la richesse de diptères et d'hyménoptères pollinisateurs (Westphal et al. 2003, Holzschuh et al. 2008, Haenke et al. 2009) et l'abondance d'araignées (Schmidt et al. 2005). Par ailleurs, les paysages agricoles les plus hétérogènes supportent généralement une plus grande diversité d'espèces (e.g., Benton et al. 2003, Tschamtké et al. 2007, Batáry et al. 2011). De fait, une diversité de cultures et la présence d'habitats non agricoles, même marginaux, y augmentent généralement la diversité en arthropodes en fournissant habitats et connectivité (Attwood et al. 2008, Schmidt et al. 2005, 2008, Clough et al. 2005, Batáry et al. 2011). La structure du paysage altère aussi les réseaux trophiques impliquant des arthropodes en milieux agricoles et ses effets varient selon les niveaux trophiques et le degré de spécialisation de la diète des espèces (e.g., Zabel et Tschamtké 1998, Tschamtké et al. 2003, Holzschuh et al. 2010, Thies et al. 2011). Par exemple, quoique la diversité des niveaux trophiques supérieurs diminue généralement avec l'intensification agricole (Zabel et Tschamtké 1998, Tschamtké et al. 2003), ce n'est pas toujours le cas (Vollhardt et al. 2008). Le fait que la structure et la dynamique des réseaux trophiques peuvent aussi varier selon le niveau d'intensification et la configuration des paysages agricoles (Diekötter et al. 2007, Tylianakis et al. 2007, Holzschuh et al. 2010), contribue à rendre le fonctionnement des écosystèmes agricoles difficile à prédire (Gagic et al. 2012).

Le développement d'une science prédictive de l'aménagement agricole passe donc par l'évaluation des impacts des pratiques agricoles et de l'aménagement du territoire sur les services écologiques rendus par les arthropodes, services qui constituent des paramètres clés des plans de gestion agroenvironnementaux (Winqvist et al. 2011, Kleijn et al. 2011, Tschamtké et al. 2012). De fait, l'intensification agricole entraîne généralement une perte de services écologiques, soit pour les cultures ou les milieux adjacents (Didham et al. 1996,

Björklund et al. 1999, Foley et al. 2005, Holzschuh et al. 2011, Thies et al. 2011, Blitzer et al. 2012). Par exemple, elle réduit la richesse fonctionnelle de certains pollinisateurs (Schweiger et al. 2007) et altère les réseaux trophiques tel que mentionné plus haut. À l'inverse, les boisés au sein de paysages agricoles favorisent la pollinisation et la protection des cultures en supportant des communautés de pollinisateurs, de prédateurs et de parasitoïdes (de Marco et Coelho 2004, Maalouly et al. 2013). Il demeure que les études mesurant les impacts de l'intensification agricole sur les arthropodes et leurs rôles fonctionnels ont été effectuées sur un nombre restreint d'espèces ou de groupes fonctionnels, ou encore, à un niveau de résolution taxonomique faible (voir Wardle et al. 1999, Schweiger et al. 2005, 2007 pour de rares exceptions). Quoiqu'une faible résolution taxonomique est adéquate pour étudier la réponse d'un taxon fonctionnellement homogène (Biaggini et al. 2007), une forte résolution taxonomique est toutefois essentielle dans le cas contraire (Timms et al. 2012). C'est le cas chez les diptères schizophores, dont les habitudes alimentaires peuvent varier grandement au sein d'un même genre (Skidmore 1985, Ferrar 1987).

La majorité des études explorant les effets de l'intensification agricole sur les assemblages d'arthropodes a porté sur les araignées (e.g., Schmidt et al. 2008, Clough et al. 2005), les aphidés (e.g., Von Berg et al. 2010, Vollhardt et al. 2008), les carabidés (e.g., Millán De la Peña et al. 2003, Diekötter et al. 2010), les syrphidés (e.g., Schweiger et al. 2007, Haenke et al. 2009), ainsi que les hyménoptères pollinisateurs (e.g., Biesmeijer et al. 2006, Holzschuh et al. 2008, Grixti et al. 2009, Hudewenz et al. 2012) et parasitoïdes (e.g., Gagic et al. 2012, Letourneau et al. 2012). Malgré que les diptères schizophores forment un groupe abondant et diversifié dans la plupart des écosystèmes terrestres (Vockeroth 2002, McAlpine et al. 1987) ce taxon a rarement été le focus de telles études (voir cependant Grégoire-Taillefer et Wheeler 2010). Les diptères schizophores, un groupe du sous-ordre des brachycères, comptent > 50000 espèces réparties en > 80 familles, incluant entre autres, la mouche domestique (*Musca domestica* Linnaeus), les drosophiles (*Drosophilidae*), plusieurs ravageurs de cultures, tels que les *Delia* spp, et la mouche de la carotte *Psila rosae* (Fabricius), ainsi que des tachinides

parasitoïdes utilisées en lutte biologique (Letourneau et al. 2012). Cette diversité se reflète également au niveau de la diète de ces mouches qui couvre l'ensemble des types d'alimentation animale : prédateurs, parasites, parasitoïdes, divers types de phytophages et divers types de saprophages. Les adultes se nourrissent entre autre de nectar, de pollen, de matière organique liquéfiée ainsi que d'autres insectes pour les espèces prédatrices, alors que les larves peuvent être saprophages, se nourrissant de matière organique en décomposition, phytophages, prédatrices, parasites ou parasitoïdes (Skidmore 1985, Ferrar 1987, Vockeroth 2002, Courtney et al. 2009). Étant donnée l'abondance et la diversité des habitudes alimentaires du groupe, celui-ci « a de grands impacts sur les écosystèmes et sur la biosphère dans son ensemble » (Vockeroth 2002). Il s'ensuit que les diptères schizophores représentent un modèle biologique intéressant pour évaluer les effets de l'intensification agricole sur les communautés d'insectes.

Cette étude vise donc à évaluer les effets de l'intensification agricole sur les communautés de diptères schizophores du Sud du Québec, Canada, et ce, à une forte résolution taxonomique. Pour ce faire, nous décrivons d'abord les assemblages d'espèces de diptères schizophores échantillonnés pour ensuite déterminer l'influence de la composition et de la diversité en habitats des paysages agricoles sur la richesse, la diversité, l'abondance et la composition en espèces de ces assemblages le long du gradient d'intensification agricole de cette région. À ce titre, nous nous attendons à ce que la diversité et la richesse des diptères schizophores soient corrélées positivement à la diversité d'habitats, mais que celles-ci diminuent à mesure que les cultures associées à l'agriculture intensive, telles que le maïs et le soya (*Glycine max* (L.) Merr.), recouvriront le paysage. Par ailleurs, nous nous attendons à ce que la composition des assemblages d'espèces change le long du gradient d'intensification agricole du fait que l'abondance des espèces devrait varier selon leur association aux différents types d'habitat, leur guildes et leur niveau de spécialisation alimentaire, ainsi que leur niveau de résistance face aux pesticides. Nous nous attendons donc à ce que certaines espèces, et particulièrement les

ravageurs de cultures telle que la mouche du semis, *Delia platura* (Meigen), qui s'attaque au maïs, soient favorisées par l'intensification agricole et ainsi présentent de fortes abondances dans les paysages dominés par les cultures leurs servant de nourriture. Afin d'obtenir une évaluation de l'impact de l'intensification agricole sur les fonctions écologiques remplies par les diptères schizophores, et donc au niveau des services et nuisances écologiques qu'ils peuvent accomplir en milieux agricoles, nous évaluons aussi le degré d'association entre leurs guildes alimentaires larvaires (i.e., phytophages, saprophages et zoophages) et la composition en habitats des paysages agricoles. Comme les phytophages comprennent les ravageurs agricoles, nous nous attendons à ce que l'abondance de cette guilda augmente avec l'intensification agricole. Toutefois, dû à la perte, la fragmentation et la dégradation des habitats en marges des cultures, de même qu'à l'homogénéisation des paysages accompagnant l'intensification agricole, nous nous attendons à ce que l'abondance des saprophages et des zoophages diminue avec celle-ci. Enfin, nous examinons plus en détails la réponse numérique des espèces les plus abondantes et ayant montré les plus fortes associations avec la composition en habitats des paysages.

MÉTHODES

Aire d'étude

L'étude repose sur des captures de mouches réalisées au sein d'un réseau de 40 fermes situées dans le Sud du Québec, Canada (Figure 1). Ce réseau de fermes a été implanté en 2004 dans le cadre d'un suivi de population d'Hirondelle bicolor, *Tachycineta bicolor*, et consiste en un échantillon représentatif des différents paysages agricoles rencontrés dans l'aire d'étude (voir

Ghilain et Bélisle 2008 pour une description détaillée). Cette dernière couvre une superficie de plus de 10 200 km² caractérisée par un gradient d'intensification agricole qui s'étend d'est en ouest (Figure 1). Alors que les fermes situées à l'est du gradient sont principalement orientées vers la production laitière, les fermes situées à l'ouest du gradient visent surtout la production céréalière sur de grandes surfaces. Il est important de noter que ce gradient d'intensification agricole est également accompagné d'une sévère perte et fragmentation forestière (Bélanger et Grenier 2002).

Échantillonnage

La période d'échantillonnage s'est étendue du 18 mai au 4 juillet 2008, période pendant laquelle chaque ferme était visitée une journée sur deux. Deux pièges à insectes séparés de 250m ont été disposés sur chaque ferme et ce, en bordure des cultures ou des pâturages. Par conséquent, les pièges étaient situés soit à l'interface de deux parcelles agricoles ou d'une parcelle agricole et d'un boisé, séparés ou non par un fossé rempli d'eau. Les pièges étaient situés en moyenne (\pm écart type) à 177 ± 135 m du bâtiment de ferme le plus près. Les pièges consistaient en une chaudière jaune de 4L ayant un diamètre de 21cm et surmontée de 2 plaques de plastique transparents de 30cm par 20 cm disposés en croix afin de former un intercepteur de vol dans toutes les directions (Figure 2). Les pièges étaient fixés à un piquet à 1,25m du sol et contenaient 2L d'eau salée savonneuse. Le nombre de spécimens capturés étant très élevé, nous avons décidé de ne retenir, pour chaque ferme, que le matériel récolté lors d'une visite sur deux, tout en alternant d'un piège à l'autre entre chaque visite retenue; chaque piège a donc été échantillonné 6 fois pour un total de 12 échantillons par ferme. Donc, sur 1920 événements de capture au total, 480 ont été utilisés pour cette étude. Cependant, dû à la nature des organismes à l'étude, la majorité des espèces est absente de la majorité des

événements de capture. Afin de limiter le problème des multiples zéros, les données ont été groupées par ferme. Donc, nous avons un échantillon statistique de 40.

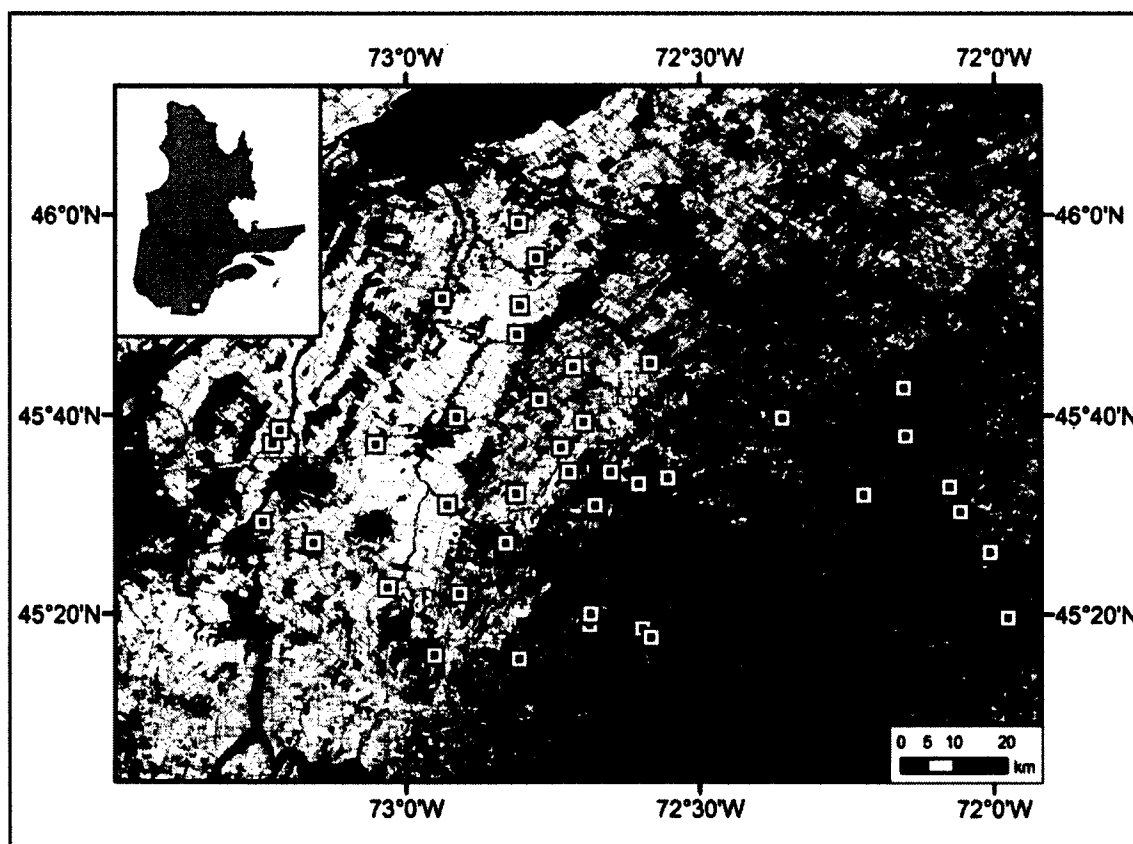


Figure 1. Distribution des 40 fermes utilisées pour étudier les effets des pratiques agricoles sur la communauté de diptères schizophores selon la composition du paysage. Les spécimens ont été capturés dans un gradient est-ouest d'intensification agricole dans le Sud du Québec, Canada, en 2008. Le noir représente l'eau, le gris foncé représente les zones boisées, le gris intermédiaire représente les zones d'agriculture extensive (fourrages, pâturages) et le gris pâle représente les zones d'agriculture intensive (maïs, soya, céréales, maraîcher). Les carrés indiquent la position des fermes.



Figure 2. Exemple de piège à insectes utilisé dans le cadre de cette étude. Notez la disposition en bordure des parcelles agricoles; ici à l'interface d'un pâturage et un champ de maïs.

Traitement et identification

Tous les diptères schizophores issus du sous-échantillonnage ont été extraits et montés en collection. Les spécimens suffisamment gros étaient épinglés directement alors que les plus petits étaient séchés chimiquement à l'aide d'hexamethyldisilazane (Brown 1993) et collés sur un triangle de carton lui-même épinglé. Les spécimens ont été identifiés à la famille suivant McAlpine (1981) et au genre *et/ou* à l'espèce suivant (Coquillet 1900, Curran 1927-a, Curran

1927-b, Richards 1930, Sabrosky 1936, 1939, 1940-a, 1940-b, 1941, 1943, 1948, 1951, 1959, 1961, 1980, 1987, Cresson 1942, Stalker 1945, Steyskal 1946, Sturtevant 1954, Dodge 1956, Hackman 1959, Richards 1959, Kim 1968, Marshall 1982-a, 1982-b, 1982-c, 1983, 1985, 1986, 1987-a, 1987-b, 1997, 1999, 2003, Marshall et al. 1982, 1984, 1988, 1990, 1992, Papp 1983, Norrbom et Kim 1984, 1985, Rohacek et Marshall 1985, Han et Kim 1990, Han et Marshall 1992, Sotherton 1998, Pérusse et Wheeler 2000, Edmiston et Mathis 2005, Davis et al. 2007, Buck et Marshall 2009, Dent et Wright 2009, Albrecht et al. 2010, Cole et al. 2010, Copley et Winchester 2010). Les spécimens pour lesquels un doute persistait au niveau de l'identification ont été envoyés à des experts pour confirmation (E. L'Heureux, de l'Université Bishop's, M. Giroux, de l'Université McGill, S.A. Marshall, de l'Université Guelph, T.A. Wheeler, de l'Université McGill, T. Whitworth, de Truman State University) et ceux appartenant à des taxons pour lesquels aucune clef d'identification n'est disponible ont été regroupés en morpho-espèces.

Notre intention initiale était d'assigner une guildes alimentaire aux stades larvaire et adulte de chaque espèce du fait que les habitudes alimentaires diffèrent généralement entre les deux chez les diptères schizophores, comme chez la majorité des insectes holométaboles. (Courtney et al. 2009). Malgré que plusieurs schizophores adultes soient anthophiles ou prédateurs, les habitudes alimentaires précises de ce stade restent toutefois peu connues pour beaucoup d'espèces; nous avons donc été contraints de travailler avec le stade larvaire seulement. Nous avons donc assigné une guildes alimentaire (et plus, si l'espèce présentait plus d'un type d'alimentation) au stade larvaire de chaque espèce, lorsque connue, et ce suivant Ferrar (1987), Skidmore (1985). Il demeure que le manque de précision associé à la description du régime alimentaire de plusieurs espèces nous a forcé à regrouper les guildes en trois catégories : les phytophages, se nourrissant de tissus végétaux, les zoophages, se nourrissant de tissus animaux, et les saprophages, se nourrissant de tissus organiques en décomposition et / ou de fèces. Il s'ensuit que les zoophages comprennent à la fois les prédateurs, les parasitoïdes et les parasites.

Caractérisation du paysage

Nous avons caractérisé le paysage dans un rayon de 500m autour de chaque piège. Quoique certaines espèces de mouches parasites ont la capacité de se déplacer sur plusieurs kilomètres (e.g., Nilssen et Anderson 1995), ce rayon est assez grand pour englober les déplacements journaliers, voire de dispersion, des syrphides et des mouches schizophores selon les quelques études ayant tenté d'évaluer ces aspects (e.g., Hawkes 1974, Jones et al. 1996, Lövei et al. 1998, Cronin et al. 2001, Wratten et al. 2003, Meats et Edgerton 2008). De plus, des travaux effectués au sein de notre système d'étude montrent que les diptères répondent numériquement à la composition du paysage à cette échelle spatiale (Daoust et al. 2012, Rioux Paquette et al. 2013). Nous avons d'abord quantifié la superficie relative recouverte par les différentes cultures, de même que par les fossés et les cours et plans d'eau, les zones urbaines et les milieux forestiers. La composition en habitats des sections de paysages a été établie par l'entremise d'orthophotos 1:40 000 (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2000) dont le découpage et l'utilisation du territoire a été réévalué sur le terrain en 2008. L'identification des cultures s'est donc faite directement sur le terrain. La superficie relative des différents types d'habitats a été calculée grâce au système ArcGIS 9.3 (ESRI 2008). Par ailleurs, nous avons quantifié l'abondance de bovidés, de chevaux et moutons, de même que le nombre de réservoirs à fumier ou lisier, dans un rayon de 500m autour des pièges lors de chaque visite aux pièges.

Les cultures recensées autour des pièges comptaient majoritairement du soya, du maïs et du blé, de même que du trèfle et de la luzerne, cultivés seuls ou avec des graminoides, pour la production de fourrages, et des pâturages. À celles-ci s'ajoutent dans une moindre mesure des cultures de sarrasin, de colza/canola, de fraises, de pois, de lin, de patates, de tournesol ainsi que d'avoine, de millet, d'orge et de seigle. Ces cultures ont ensuite été regroupées en six

catégories pour fins d'analyses (Tableau 2). Parmi les cultures associées à des pratiques agricoles intensives nous retrouvons le soya, le maïs, les petites céréales (blé, avoine, millet, orge et seigle) et les cultures maraîchères (sarrasin, colza/canola, fraises, pois, lin, patates et tournesol), alors que les fourrages (trèfles, luzernes, avec ou sans graminoïdes) et les pâturages sont associées à des pratiques extensives. Nous avons établi ces catégories sur la base de la dominance des cultures dans le paysage, du type de ressources que les cultures peuvent fournir aux insectes et des principaux types de traitements phytosanitaires appliqués. Dans notre système, le soya et le maïs sont les cultures dominantes des zones cultivées intensivement, leurs graines ou leurs plants sont souvent traitées à l'aide d'herbicides et d'insecticides, mais diffèrent du fait qu'elles présentent des ressources distinctes pour certaines mouches (e.g., le soya produit des fleurs nectarifères). Compte tenu de la forte dominance du recouvrement en maïs en milieux agricoles intensifs (i.e., jusqu'à 72,7%), nous avons aussi considéré son effet quadratique afin de prendre en compte l'impact négatif de sa dominance sur la diversité en habitats. Les cultures de fourrages et les pâturages sont par ailleurs les cultures dominantes au sein des zones cultivées extensivement. Ces cultures représentent des habitats relativement hétérogènes, rarement ou jamais traitées à l'aide de pesticides et contiennent des densités non négligeables de fleurs nectarifères. De plus, les pâturages sont sources de fèces produits par les mammifères s'y retrouvant. Les céréales dont la morphologie s'apparente au blé ont été regroupées parce qu'elles présentent de bonnes superficies d'un habitat relativement homogène et dont les traitements phytosanitaires sont principalement des herbicides et des fongicides. Enfin, les cultures restantes ont été regroupées sous le vocable maraîchères dû à la présence de certaines cultures de fruits et de légumes et à leur marginalité dans le paysage, mais aussi parce qu'elles produisent des fleurs nectarifères et nécessitent toutes de fréquents épandages d'herbicides, de fongicides et d'insecticides. Nous avons aussi considéré le nombre de réservoirs à fumier et à lisier parce qu'ils représentent une grande source de matières organiques pour les espèces s'en nourrissant. Nous avons décidé d'omettre l'abondance de bovidés, et d'équidés des analyses du fait qu'elle était fortement corrélée au recouvrement en pâturages ($r = 0,70$). Nous avons également omis le recouvrement en milieux forestiers car celui-ci était corrélé négativement avec la présence de maïs ($r = -0,58$) et de soya ($r = -0,55$), en plus d'être redondant du fait qu'il comblait presque à lui seul le recouvrement en habitats

une fois les différentes cultures prises en compte. Il s'ensuit que les zones urbaines et les ruisseaux n'ont pas été inclus parce qu'ils représentent une proportion minime des paysages et que les espèces étudiées ne sont pas, pour la grande majorité, associées aux milieux aquatiques. Les variables de composition du paysage ainsi sélectionnées sont faiblement corrélées entre elles (Tableau 2).

Parce qu'une espèce peut nécessiter plus d'un habitat pour compléter son cycle vital ou encore, parce qu'une plus grande diversité d'habitats risque de rencontrer les besoins d'un plus grand nombre d'espèces, nous avons aussi considéré la diversité de la composition en habitats du paysage en tant que variable explicative dans certaines analyses. Celle-ci a été calculée selon l'indice de Shannon appliqué aux variables de composition du paysage listée ci-haut et ce, tel que recommandé dans un contexte écologique global (Nagendra 2002).

Tableau 2. Corrélations entre les variables du paysage mesurées dans un rayon de 500m autour des pièges à insectes utilisés dans le cadre de l'étude des effets des pratiques agricoles sur la communauté de diptères schizophores dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges).

	Soya	Céréales	Pâturage	Fourrage	Maraîcher	Réservoirs
Maïs	0,438	-0,156	-0,506	-0,583	0,360	-0,225
Soya	1	0,002	-0,305	-0,515	0,041	0,010
Céréales		1	-0,258	-0,063	0,138	0,044
Pâturage			1	0,312	-0,229	0,328
Fourrage				1	-0,288	0,327
Maraîcher					1	-0,258

Analyses statistiques

Assemblage général

Pour décrire la réponse globale de la communauté de mouches schizophores face aux variations dans la composition en habitats du paysage, nous avons modélisé l'abondance totale, la richesse totale, soit le nombre d'espèces présentes, et la diversité spécifique, calculée selon l'indice de Simpson, des mouches capturées sur une ferme pendant l'ensemble de la période d'échantillonnage en fonction (1) de la diversité en habitats, et (2) des variables de composition du paysages retenues (Tableau 2). L'indice de Simpson a été utilisé puisque sa robustesse lui permet de bien performer avec une taille d'échantillonnage relativement faible ($n=40$) (Magurran 2004). De plus, la communauté à l'étude comprend beaucoup d'espèces rares, plusieurs n'ayant qu'un seul représentant à travers l'ensemble des captures. Nous

préférons utiliser un indice plus sensible aux espèces dominantes qu'aux espèces rares, ce qui est le cas de l'indice de Simpson. Cet indice se situe entre 0 et 1, où 0 représente un système monospécifique et 1 un système multispécifique où l'abondance de chaque espèce est égale entre les unes aux autres (Magurran 2004). Pour ce faire, nous avons utilisés des régressions binomiales négatives pour l'abondance et la richesse, et des régressions linéaires pour la diversité. Ces analyses ont été effectuées avec les fonctions `glm.nb()` de la librairie MASS (Venables and Ripley 2002) et `lm()` de la librairie base au sein de l'environnement R 2.15.0 (R Development Core Team, 2012). L'effet quadratique du maïs a été évalué par le biais d'une structure polynomiale orthogonale à l'aide de la fonction `poly()` de la librairie stats afin d'éviter les problèmes de collinéarité pouvant survenir de l'inclusion des termes maïs et maïs carré dans les modèles.

Nous avons ensuite quantifié à quel point la similarité des assemblages d'espèces de mouches schizophores dépendait de la similarité de la composition en habitats des paysages à l'aide d'un test de Mantel partiel (Legendre et Legendre 1998) qui prenait en compte la distance Euclidienne séparant les fermes. La distance (inverse de la similarité) entre les assemblages d'espèces récoltés sur les fermes durant l'entière période d'échantillonnage a été estimée à l'aide de l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis. Cet indice évite le problème des « doubles zéros » qui peut faussement accroître le niveau de similarité entre deux sites sur la base de l'absence d'une ou de plusieurs espèces aux deux sites (Legendre et Legendre 1998). La distance Euclidienne a tant qu'à elle été utilisée pour estimer la différence dans la composition en habitats des paysages. Le problème des « doubles zéros » ne s'applique pas ici du fait que des sites n'ayant pas un type de cultures donné sont effectivement semblables. Nous avons calculé les indices de distance à l'aide de la fonction `bcdist()` de la librairie `ecodist` (Goslee et Urban 2012) et réalisé les tests de Mantel à l'aide de la fonction `mantel()` de la librairie `vegan` ($n = 999$ permutations, α seuil = 0,05; Oksanen et al. 2012), et ce, au sein de l'environnement R 2.15.0 (R Development Core Team, 2012).

Nous avons évalué plus explicitement comment la composition en habitats du paysage (Tableau 2) affecte la composition des assemblages d'espèces à l'aide d'une analyse de redondance (RDA). Cette ordination permet de déterminer le niveau d'association entre l'abondance des différentes espèces récoltées sur l'ensemble de la période d'échantillonnage sur chaque ferme et les divers types d'habitats. Nous avons effectué cette analyse après avoir appliqué une transformation de Hellinger sur les données de la matrice d'espèces. Cette transformation conserve les rapports de distance Euclidienne entre les sites tout en amenuisant le problème des « doubles zéros » (Legendre et Gallagher 2001). Nous avons ainsi écarté les biais résultant du fait que la majorité des espèces était absente de la majorité des sites échantillonnés (voir Annexe 1). Nous avons procédé à la transformation de Hellinger et ajusté la RDA (sur une matrice de covariance) à l'aide des fonction `decostand()` et `rda()` de la librairie `vegan` (Oksanen et al. 2012) au sein de l'environnement R 2.15.0 (R Development Core Team, 2012). Puisque la proportion de la variance expliquée par les axes non contraints subit un gonflement dans une RDA (Okland 1999), nous rapportons la proportion de la variance dans les assemblages d'espèces qui est expliquée par chacun des axes contraints (i.e., variables de composition du paysage) et ce, relativement à la variance totale, de même que par rapport à la proportion de variance expliquée par l'ensemble des axes contraints. Enfin, nous avons déterminé si la proportion de la variance expliquée par les axes contraints de la RDA était significative (alpha seuil = 0,05) à l'aide d'un test de permutations ($n = 999$) de type ANOVA (Anderson et Legendre 1999) effectué via la fonction `anova.cca()` de la librairie `vegan` (Oksanen et al. 2012) dans l'environnement R.

Guildes alimentaires

Afin d'évaluer l'impact (1) de la diversité en habitats et (2) des variables de composition du paysages (Tableau 2) sur les rôles fonctionnels des mouches schizophores, nous avons

quantifié l'influence de ces facteurs sur l'abondance des mouches au sein des différentes guildes alimentaires retenues (i.e., phytophages, zoophages et saprophages). Il s'ensuit que ces analyses n'ont été faites qu'avec les espèces ayant pu être associées à une ou plusieurs guildes alimentaires. L'abondance au sein de chaque guildes a été calculée pour chaque ferme en regroupant les échantillons pris sur l'ensemble de la période d'échantillonnage et ce, pour réduire l'importance des valeurs nulles. L'influence de la diversité du paysage, de même que celle de la composition du paysage sur l'abondance des mouches appartenant à chacune des guildes a été mesurée à l'aide de régressions binomiales négatives avec la fonction `glm.nb()` de la librairie MASS (Venables and Ripley 2002) au sein de l'environnement R 2.15.0 (R Development Core Team, 2012).

Espèces marquantes

Afin d'examiner de manière plus détaillée la réponse numérique des espèces présentant une abondance marquée dans l'aire d'étude de même qu'une forte association avec la composition des paysages agricoles nous avons modélisé l'abondance de ces espèces (par ferme et pour la totalité de la période d'échantillonnage) en fonction (1) de la diversité en habitats et (2) des variables de composition du paysages (Tableau 2) et ce, à l'aide de régressions binomiales négatives. Nous avons sélectionné les espèces d'intérêt sur la base de leur démarcation au niveau du produit entre leur abondance totale dans le système d'étude et leur distance Euclidienne par rapport au centroïde de l'ordination (RDA) réalisée plus haut.

RÉSULTATS

Communauté globale

Nous avons récolté 5313 spécimens, pour une moyenne (\pm écart type) de 133 ± 95 spécimens par ferme. Un total de 178 espèces ou morpho-espèces a été dénombré, pour une moyenne de 32 ± 12 espèces par ferme, ce qui implique un changement de composition (diversité bêta) relativement important entre les fermes. Par ailleurs, un total de 18 familles a été trouvé, pour une moyenne de 10 ± 2 par ferme. Deux famille sont très abondantes : celle des Anthomyiidae, avec 1280 spécimens (24,1%), suivi de près par les Sphaeroceridae, avec 1211 spécimens (22,8%). De même, deux familles sont très riches : celle des Chloropidae, avec 57 espèces (32,0%). suivi par celle des Sphaeroceridae, avec 32 espèces (18%). *Delia platura*, le représentant des Anthomyiidae dominant de cette étude, est un phytophage ravageur de maïs et autres céréales au stade larvaire. Au stade larvaire, les Chloropidae sont majoritairement phytophages, alors que les Sphaeroceridae sont majoritairement saprophages.

L'abondance et la richesse totale augmentaient avec la diversité en habitats du paysage (Tableau 3). La diversité de la communauté, tant qu'à elle, ne variait pas avec la diversité en habitats du paysage. L'abondance et la richesse totale variaient de façon similaire à la composition du paysage : elles plafonnaient à des valeurs intermédiaires de recouvrement en cultures de maïs, mais augmentaient sans plafond avec les cultures maraîchères et les réservoirs à fumier et lisier (Tableau 4) alors qu'elles n'étaient pas influencées par le recouvrement en petites céréales de même qu'en fourrages et en pâturages. Toutefois, la richesse totale augmentait aussi avec le recouvrement en cultures de soya. Enfin, la diversité de la communauté n'était pas influencée par aucune des variables de composition du paysage (Tableau 4).

Tableau 3 : Réponses de l'abondance, de la richesse et de la diversité des communautés de diptères schizophores à la diversité en habitats du paysage agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges). Ces résultats ont été obtenus avec une régression binomiale négative (Abondance et Richesse) et une régression linéaire (Diversité). Les lignes en gras sont les variables significatives.

Variable réponse	Variable explicative	Valeur estimée	Erreur type	Valeur de P
Abondance	Ordonnée à l'origine	3,580	0,276	< 0,001
	Diversité du paysage	1,229	0,272	< 0,001
Richesse	Ordonnée à l'origine	2,579	0,146	< 0,001
	Diversité du paysage	0,629	0,140	< 0,001
Diversité	Ordonnée à l'origine	-0,158	0,497	0,750
	Diversité du paysage	0,001	0,490	0,998

La corrélation entre les matrices de dissimilarité des communautés et des paysages, tout en contrôlant pour la distance Euclidienne entre les fermes, était de l'ordre de 0,15 ($P = 0,017$). Les paysages semblables avaient donc tendance à supporter des assemblages semblables, suggérant un gradient de composition des assemblages le long du gradient d'intensification agricole de l'aire d'étude.

Tableau 4 : Réponses de l'abondance, de la richesse et de la diversité des communautés de diptères schizophores à la composition du paysage agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges). Ces résultats ont été obtenus avec une régression binomiale négative (Abondance et Richesse) et une régression linéaire (Diversité). Les lignes en gras sont les variables significatives.

Variable réponse	Variable explicative	Valeur estimée	Erreur type	P
Abondance	Origine	4,099	0,226	< 0,001
	Mais	2,056	0,741	0,005
	Mais²	-1,529	0,539	0,004
	Soya	0,007	0,007	0,317
	Céréales	0,008	0,010	0,430
	Fourrage	-0,002	0,007	0,820
	Pâturage	0,015	0,010	0,113
	Maraîcher	0,086	0,024	< 0,001
	Réservoirs à fumier	0,188	0,080	0,020
Richesse	Origine	2,767	0,119	< 0,001
	Mais	1,08	0,385	0,005
	Mais²	-0,747	0,271	0,005
	Soya	0,001	< 0,001	0,015
	Céréales	< 0,001	0,001	0,730
	Fourrage	< 0,001	< 0,001	0,366
	Pâturage	0,009	< 0,001	0,075
	Maraîcher	0,041	0,012	< 0,001
	Réservoirs à fumier	0,092	0,036	0,009
Diversité	Origine	-0,167	0,526	0,750
	Mais	0,049	1,728	0,977
	Mais ²	-0,086	1,274	0,946
	Soya	< 0,001	0,017	0,984
	Céréales	< 0,001	0,024	0,990
	Fourrage	< 0,001	0,016	0,980
	Pâturage	< 0,001	0,023	0,960
	Maraîcher	-0,001	0,059	0,894
	Réservoirs à fumier	0,001	0,191	0,977

Influence du paysage sur la composition de la communauté

La composition du paysage, telle que représentée par les axes contraints de la RDA, expliquait au moins 27,5% de la variance dans la structure de la communauté des mouches schizophores ($F = 1,73$, $dl = 7,32$, $P = 0,001$; Tableau 5). À ce titre, on note le long du premier axe de la RDA que les paysages qui présentaient de forts recouvrements en maïs, présentaient également de forts recouvrements en soya et en cultures maraîchères, mais de faibles recouvrements en fourrages et dans une moindre mesure, en pâturages (Figure 3). On remarque aussi que les paysages présentant de fortes abondances en réservoirs à fumier et à lisier étaient associés aux paysages présentant de forts couverts en pâturages, et dans une moindre mesure, en fourrages. Il est intéressant de noter que l'abondance de ces réservoirs détermine le deuxième axe de la RDA et était, par conséquent, relativement indépendante du recouvrement en cultures intensives. Ainsi, l'axe 1 (35,7% de la variance expliquée) représente le gradient d'intensification agricole de l'aire d'étude allant de paysages surtout utilisés pour la production laitière à des paysages dédiés à la production de cultures nécessitant de fortes quantités de fertilisants et de pesticides, alors que l'axe 2 (27,8% de la variance expliquée) représente un gradient de production animale comprenant les élevages porcins, bovins et laitiers.

Tableau 5 : Partition de la variance de chaque axe contraint de l'analyse de redondance de la communauté de diptères schizophores selon les variables du paysage agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges). La proportion expliquée et la proportion cumulative sont calculées avec comme dénominateur la variance totale. La proportion expliquée partielle et la proportion cumulative partielle sont calculées avec comme dénominateur la variance expliquée totale. Les lignes en gras sont les variables significatives.

	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4	Axe 5	Axe 6	Axe 7
Eigenvalue	0,043	0,034	0,014	0,012	0,007	0,006	0,006
Proportion expliquée	0,098	0,076	0,031	0,026	0,016	0,014	0,0126
Proportion cumulative	0,098	0,174	0,21	0,232	0,248	0,262	0,275
Proportion expliquée partielle	0,3567	0,2776	0,1123	0,0963	0,0598	0,0515	0,0457
Proportion cumulative partielle	0,3567	0,6344	0,7467	0,8429	0,9028	0,954	0,100

Quoique la majorité des espèces se situaient au centre de l'ordination (Figure 3), l'abondance de certaines espèces était clairement associée aux cultures intensives représentées à la fois par le maïs, le soya, les productions maraîchères, et dans une moindre mesure par les petites céréales, notamment les espèces 1, *Delia platura*, 3, *Pollenia rudis*, 148, *Spelobia ochripes* et 110, *Rhopalopterum sp.1*. Dans un même ordre d'idée, l'abondance d'autres espèces était plus importante dans les paysages comportant peu de ces types de cultures ou encore de forts couverts en fourrages, notamment l'espèce 59, *Themira annulipes*. Par ailleurs, l'abondance de plusieurs espèces était fortement reliée à la production animale de par son association avec l'abondance en réservoirs à fumier et à lisier, de même qu'avec les pâturages, tous sources de déjections animales, notamment les espèces 54, *Saltella sphondylii* et 55, *Sepsis biflexuosa*. À l'inverse, un groupe d'espèces présentait des abondances plus élevées dans les paysages où les réservoirs à fumier et à lisier, de même que les cultures intensives, étaient peu abondants. Enfin, peu ou pas d'espèces semblaient fortement associées aux cultures de petites céréales.

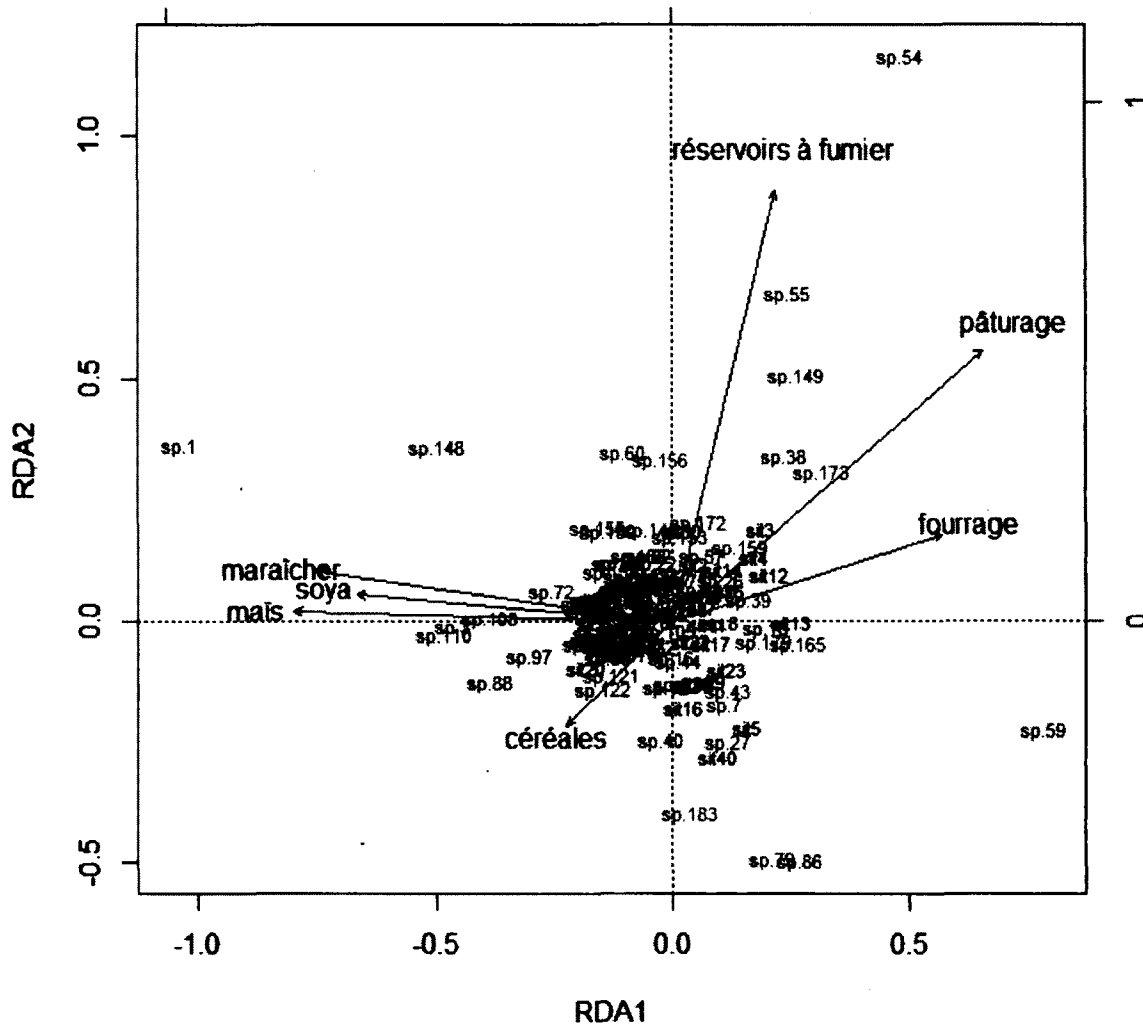


Figure 3 : Représentation en 2 dimensions de l'analyse de redondance de la communauté de diptères schizophores selon les variables du paysage dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes). Les axes, RDA1 et RDA2, constituent les variables composites représentant les deux premières dimensions contraintes de l'espace multivarié. Les vecteurs environnementaux représentent la proportion des et le nombre de réservoirs à fumier. Les sites sont illustrés en noir (sit1 – sit40) et les espèces en rouge (sp.1 – sp.178).

Réponse des guildes alimentaires

Lorsqu'analysées individuellement, l'abondance des trois guildes alimentaires des stades larvaires augmentait avec la diversité en habitats du paysage (Tableau 6). De plus, alors que l'abondance des phytophages augmentait avec le recouvrement de maïs, l'abondance des saprophages et des zoophages étaient à leur maximum à des valeurs intermédiaires de recouvrement en maïs (Tableau 7). L'abondance des phytophages et des saprophages s'accroissaient aussi avec les cultures maraîchères. L'abondance des saprophages était la seule à être influencée, et positivement, par le couvert en pâturages et l'abondance des réservoirs à fumier et à lisier. Le recouvrement en soya, petites céréales et en fourrages n'avaient aucune influence sur l'abondance de ces trois guildes alimentaires.

Tableau 6 : Réponses de l'abondance des phytophages, des saprophages et des zoophages à la diversité du paysage agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges). Ces résultats ont été obtenus avec une régression binomiale négative. Les lignes en gras sont les variables significatives.

Variable réponse	Variable explicative	Coefficient	Erreur type	P
Phytophages	Ordonnée à l'origine	1,969	0,513	< 0,001
	Diversité du paysage	1,537	0,504	0,002
Saprophages	Ordonnée à l'origine	2,868	0,264	< 0,001
	Diversité du paysage	1,2310	0,259	< 0,001
Zoophages	Ordonnée à l'origine	0,803	0,545	0,141
	Diversité du paysage	1,863	0,531	< 0,001

Tableau 7 : Réponses de l'abondance des guildes alimentaires larvaires des diptères schizophores à la composition du paysage agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges). Ces résultats ont été obtenus avec une régression binomiale négative. Les lignes en gras sont les variables significatives.

Variable réponse	Variable explicative	Coefficient	Erreur type	P
Phytophages	Origine	1,856	0,429	< 0,001
	Mais	4,118	1,400	0,003
	Mais ²	-1,789	0,979	0,068
	Soya	0,0225	0,013	0,084
	Céréales	0,024	0,019	0,212
	Fourrage	0,014	0,012	0,262
	Pâturage	< 0,001	0,019	0,949
	Maraîcher	0,157	0,0438	< 0,001
	Réservoirs à fumier	0,269	0,146	0,066
Saprophages	Origine	3,319	0,211	< 0,001
	Mais	2,217	0,696	0,001
	Mais²	-1,638	0,502	< 0,001
	Soya	-0,001	0,001	0,907
	Céréales	0,007	0,010	0,448
	Fourrage	> -0,001	0,001	0,746
	Pâturage	0,030	0,001	< 0,001
	Maraîcher	0,061	0,022	0,006
	Réservoirs à fumier	0,305	0,073	< 0,001
Zoophages	Origine	2,487	0,475	< 0,001
	Mais	-0,636	1,596	0,690
	Mais²	-4,845	1,258	< 0,001
	Soya	0,018	0,015	0,239
	Céréales	-0,026	0,022	0,250
	Fourrage	-0,011	0,014	0,419
	Pâturage	-0,011	0,021	0,603
	Maraîcher	0,073	0,051	0,151
	Réservoirs à fumier	-0,043	0,168	0,795

Réponse des espèces marquantes

La majorité des espèces n'était fortement associée à aucune des variables décrivant la composition du paysage de par leur proximité au centroïde de l'ordination (Figure 4). Seulement 10 espèces, dont 8 saprophages, 1 phytophage et 1 zoophage, s'en éloignaient grandement (Figure 4, Tableau 8). De plus, toutes ces espèces présentaient une abondance fortement associée, positivement ou négativement, à certains vecteurs environnementaux. De ces 10 espèces, 4 étaient assez abondantes pour quantifier l'influence des diverses variables décrivant la composition du paysage au niveau de l'espèce (*Delia platura*, *Pollenia rudis* (Fabricius), *Spelobia clunipes* (Meigen) et *Spelobia ochripes* (Meigen); Tableau 8).

L'abondance de ces quatre espèces était associée positivement à la diversité en habitats du paysage (Tableau 9). L'abondance de *D. platura*, *S. clunipes* et *S. ochripes* était également positivement associée au maïs, quoique l'abondance de *S. ochripes* plafonnait à forts couverts de cette culture intensive (Tableau 10). Par ailleurs, l'abondance de *P. rudis* diminuait rapidement avec le couvert en maïs et dans une moindre mesure avec les petites céréales. L'abondance de *D. platura* et *S. ochripes* était positivement associée aux cultures maraîchères, alors que celle des deux espèces de *Spelobia* était positivement associée aux réservoirs à fumier et à lisier.

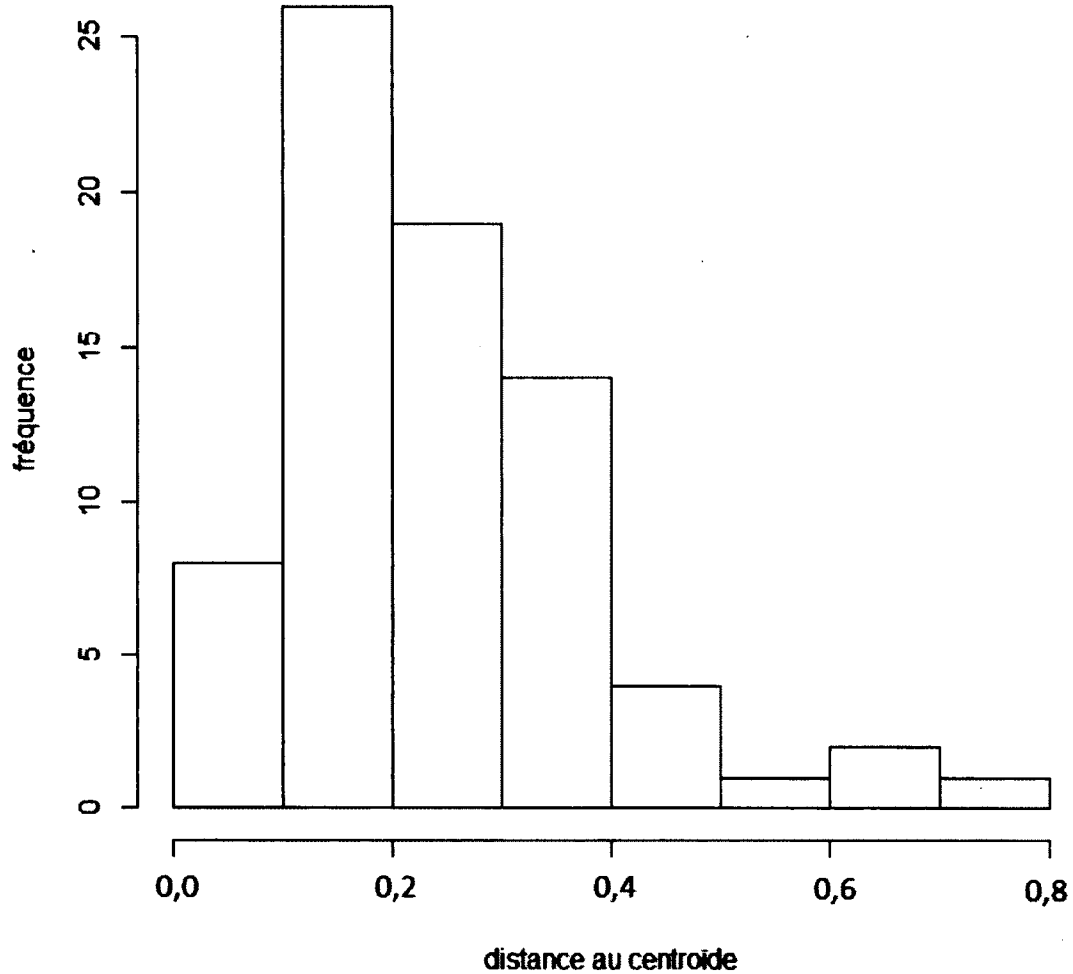


Figure 4 : Distribution des distances des espèces au centroïde de l'analyse de redondance de la communauté de diptères schizophores selon les variables du paysage dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes).

Tableau 8 : Espèces marquantes de la communauté de diptères schizophores selon leur rang d'abondance. On y trouve le numéro de l'espèce, le nom, la famille, la guildes alimentaire, l'abondance, la distance Euclidienne, le ou les vecteurs environnementaux fortement associés et la valeur d'intérêt. Les spécimens ont été capturés dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges). Les lignes en gras sont les variables significatives.

# d'sp	Espèce	Famille	Guildes larvaire	Abond	Distance euclidienne	Vecteur paysage	Valeur d'intérêt
1	<i>Delia platura</i>	Anthomyiidae	Phytophage	1280	0,615	Maïs, Soya, Fleuri	787,85
3	<i>Pollenia rudis</i>	Calliphoridae	Zoophage	502	0,398	Céréales	199,89
149	<i>Spelobia clunipes</i>	Sphaeroceridae	Saprophage	364	0,478	Réservoirs, Pâturage, Fourrage	174,10
148	<i>Spelobia ochripes</i>	Sphaeroceridae	Saprophage	350	0,440	Maïs, Soya, Maraîcher, Réservoirs	154,02
54	<i>Saltella sphondylii</i>	Sepsidae	Saprophage	187	0,761	Réservoirs, Pâturage, Fourrage	142,36
59	<i>Themira annulipes</i>	Sepsidae	Saprophage	173	0,632	Fourrage, Pâturage	109,40
18	<i>Scaptomyza pallida pallida</i>	Drosophilidae	Saprophage	137	0,514	Fourrage, Pâturage	70,45
55	<i>Sepsis biflexuosa</i>	Sepsidae	Saprophage	159	0,379	Réservoirs, Pâturage, Fourrage	60,29
60	<i>Themira minor</i>	Sepsidae	Saprophage	232	0,253	Réservoirs, Pâturage	58,59
40	<i>Leptometa latipes</i>	Milichiidae	Saprophage	123	0,376	Céréales	46,25

Tableau 9 : Réponse de l'abondance des espèces marquantes de la communauté de diptères schizophores selon la diversité du paysage en milieu agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges). Ces résultats ont été obtenus avec une régression linéaire. Les lignes en gras sont les variables significatives.

Abondance de	Variable explicative	Valeur estimée	Erreur type	Valeur de P
<i>Delia platura</i>	Ordonnée à l'origine	1,874	0,526	< 0,001
	Diversité du paysage	1,557	0,516	0,003
<i>Pollenia rudis</i>	Ordonnée à l'origine	0,314	0,609	0,607
	Diversité du paysage	2,108	0,591	< 0,001
<i>Spelobia clunipes</i>	Ordonnée à l'origine	0,782	0,417	0,061
	Diversité du paysage	1,393	0,401	< 0,001
<i>Spelobia ochripes</i>	Ordonnée à l'origine	0,522	0,568	0,358
	Diversité du paysage	1,584	0,551	0,004

Tableau 10 : Réponse de l'abondance des espèces marquantes de la communauté de diptères schizophores selon la composition du paysage en milieu agricole dans le Sud du Québec en 2008 ($n = 40$ fermes, 480 événements de captures sur 80 pièges). Ces résultats ont été obtenus avec une régression binomiale négative. Les lignes en gras sont les variables significatives.

Variable réponse	Variable explicative	Valeur estimée	Erreur type	Valeur de P
<i>Delia platura</i>	Origine	1,725	0,450	< 0,001
	Mais	4,188	1,468	0,004
	Mais ²	-1,770	1,026	0,085
	Soya	0,024	0,014	0,080
	Céréales	0,022	0,020	0,283
	Fourrage	0,016	0,013	0,228
	Pâturage	< 0,001	0,019	0,839
	Maraîcher	0,160	0,046	< 0,001
	Réservoirs à fumier	0,269	0,153	0,080
<i>Pollenia rudis</i>	Origine	2,426	0,498	< 0,001
	Mais	-0,600	1,738	0,730
	Mais²	-7,300	1,520	< 0,001
	Soya	0,001	0,015	0,653
	Céréales	-0,051	0,025	0,044
	Fourrage	-0,024	0,015	0,112
	Pâturage	0,003	0,022	0,888
	Maraîcher	0,103	0,052	0,050
	Réservoirs à fumier	-0,084	0,171	0,622
<i>Spelobia clunipes</i>	Origine	0,797	0,387	0,040
	Mais	3,537	1,261	0,005
	Mais ²	-1,382	0,857	0,107
	Soya	0,009	0,011	0,431
	Céréales	0,003	0,017	0,863
	Fourrage	0,013	0,010	0,205
	Pâturage	0,026	0,016	0,091
	Maraîcher	0,059	0,037	0,106
	Réservoirs à fumier	0,477	0,117	< 0,001
<i>Spelobia ochripes</i>	Origine	0,483	0,471	0,304
	Mais	5,467	1,567	< 0,001
	Mais ²	-2,198	0,987	0,026
	Soya	< 0,001	0,012	0,746
	Céréales	0,016	0,020	0,412
	Fourrage	-0,003	0,013	0,837
	Pâturage	0,035	0,019	0,073
	Maraîcher	0,163	0,038	< 0,001
	Réservoirs à fumier	0,420	0,129	0,001

DISCUSSION

Nous observons que la diversité des cultures favorise l'abondance et la richesse des communautés de diptères schizophores, de même que l'abondance de chaque guildes alimentaire et de chacune des espèces marquantes. Nous observons également que la richesse et l'abondance totale répondent de façon semblable à la composition du paysage. Elles augmentent significativement avec le maïs, les cultures maraîchères et les réservoirs à fumier, alors qu'elles diminuent significativement avec le maïs². Malgré cette réponse similaire de la richesse et de l'abondance à la composition du paysage, la RDA nous indique que plusieurs espèces sont associées aux cultures intensives, alors que d'autres le sont aux cultures extensives et aux réservoirs à fumier. La réponse à la composition du paysage varie entre les guildes alimentaires. Les phytophages répondent positivement au maïs et aux cultures maraîchères. Les saprophages répondent positivement avec le maïs, les pâturages, les cultures maraîchères et les réservoirs à fumier et répondent négativement au maïs². Les zoophages répondent seulement négativement au maïs². *Delia platura*, un phytophage reconnu comme un ravageur de maïs et autres céréales, est associé positivement au maïs et aux cultures maraîchères. *Pollenia rudis*, un zoophage parasitoïde de vers de terres, est associé négativement au maïs² et aux céréales. *Spelobia clunipes*, un saprophage, est associé positivement au maïs et aux réservoirs à fumier. *Spelobia ochripes*, un saprophage, est associé positivement au maïs, aux cultures maraîchères et aux réservoirs à fumier. De ces quatre espèces, *D. platura*, *P. rudis* et *S. ochripes* sont des espèces introduites d'Europe.

Caractérisation de la communauté

Cette étude a permis de décrire et de comparer les assemblages de diptères schizophores provenant de 40 fermes dans le Sud du Québec et de déterminer l'influence de l'hétérogénéité et de la composition du paysage agricole sur la variation des patrons de biodiversité observés au sein de cette communauté. Avec plus de 175 espèces recensées, nos résultats indiquent que les milieux agricoles échantillonnés comptent une faune relativement riche de diptères schizophores. L'ensemble de la communauté est dominé en abondance par la mouche du semis, *Delia platura*, récoltée à 39 des 40 sites et représentant 24,1% de tous les spécimens récoltés. Ce phytophage généraliste est le seul ravageur agricole retrouvé parmi les 10 espèces les plus abondantes de notre système, les autres espèces étant saprophages (8 espèces) ou zoophages (1 espèce) au stade larvaire (Tableau 10). La forte représentation de saprophages au sein des espèces les plus abondantes peut s'expliquer, du moins en partie, par le fait que le maïs, les autres céréales et le fourrage sont fauchés et les pâturages sont broutés, laissant ainsi une bonne quantité de matière végétale morte disponible comme substrat de développement larvaire. Les fèces de mammifères (bovins, chevaux et moutons) retrouvés dans les pâturages ainsi que dans les réservoirs à fumier et à lisier représentent également une grande quantité de substrat attirant pour certains saprophages.

Communauté globale

Nous observons que la diversité du paysage favorise la richesse et l'abondance des diptères schizophores. Dans un même ordre d'idée, le maïs a un effet optimal à des recouvrements intermédiaires pour la richesse et l'abondance. Ces résultats vont dans le sens de ceux de

Batáry et al. (2008), qui soulignent que la diversité des cultures a un effet positif sur l'abondance des carabidés. Ils vont également dans le même sens que ceux de Vasseur et al. (2012), qui soulignent que l'hétérogénéité des cultures favorise la stabilité des écosystèmes agricoles par le maintien d'une communauté d'arthropodes riche et abondante. Schweiger et al. (2005), indiquent également que d'augmenter la diversité des cultures constitue l'un des moyens de réduire l'impact des pratiques agricoles sur les communautés d'arthropodes. La forme des patches dans le paysage joue également un rôle dans la diversité bêta des communautés d'arthropodes en milieu agricole (Orrock et al. 2011). Il est noté que les altérations anthropiques du paysage affectent négativement la richesse des diptères schizophores (Grégoire-Taillefer et Wheeler 2010). Les drains artificiels entraînent une perte de richesse des espèces dans les tourbières (Grégoire-Taillefer et Wheeler 2010).

Nous constatons que le maïs, lorsqu'il ne domine pas le paysage, contribue à supporter une communauté de diptères schizophores non seulement abondante, mais aussi riche en espèces. Alors que la forte association positive entre le maïs et la très abondante *D. platura* contribue, du moins en partie, à expliquer le patron d'abondance, nous notons que le maïs est aussi associé à une augmentation de la richesse d'espèces en général. Le maïs étant la variable la plus déterminante au niveau de l'homogénéité du paysage, un paysage avec une valeur intermédiaire de maïs se trouve à être hétérogène. Or, nous considérons que l'association entre le maïs et la richesse est dû à la fois à la contribution du maïs dans l'hétérogénéité du paysage et à l'habitat que le maïs peut offrir aux espèces qui y sont associées. Nous avons observé une relation intéressante entre les cultures maraîchère, une autre culture intensive associée à l'utilisation de pesticides (Bélangier et Grenier 2002), et la communauté. Malgré le fait que les cultures maraîchères ne soient jamais présentes en grande quantité dans notre système, ces amalgames diversifiés de légumes et de fleurs nectarifères contribuent à supporter une communauté globale de diptères schizophores riche et abondante. Les réservoirs à fumier et à lisier, relativement communs, représentent un habitat très différent du reste du paysage agricole, en ce sens qu'il ne s'agit pas d'une culture comme telle, mais d'un

élément du paysage offrant une grande quantité d'excréments réunis en un seul endroit. Ceux-ci sont associés positivement à l'abondance et la richesse des diptères schizophores. La composition des cultures du paysage agricole est déterminante pour le maintien de la diversité de plusieurs groupes, tels les oiseaux champêtres (Vickery et al. 2004) ou les arthropodes (Gaucherel et al. 2007). Le type de pratiques agricoles est également déterminant sur les écosystèmes agricoles. Par exemple, les cultures biologiques favorisent la diversité des plantes et des oiseaux (Winqvist et al. 2011). Également, la succession des cultures, le patron de semage et le contexte du paysage affectent la biodiversité des écosystèmes agricoles (Tschardtke et al. 2011).

Influence du paysage sur la composition de la communauté

Réponse des guildes alimentaires

Tout comme l'abondance et la richesse de la communauté, l'abondance de chacune des guildes alimentaire augmente avec la diversité des cultures. Il est reconnu que la diversité des cultures joue un rôle dans le contrôle biologique des ravageurs agricoles (Östman et al. 2001, Maisonhaute et Lucas 2011) comme elle favorise la stabilité des écosystèmes agricoles (Vasseur et al. 2012). La pollinisation est également généralement favorisée par la diversité des cultures (Potts et al. 2009). La diversité bêta des ennemis naturels des ravageurs agricoles dépend de la diversité des cultures (Tschardtke et al. 2007).

La réponse à la composition du paysage varie d'une guildes à l'autre. L'abondance des phytophages est positivement associée avec le maïs, dû à *D. platura*, un ravageur de maïs, entre autres cultures. L'abondance des saprophages est associée positivement à des valeurs intermédiaires de maïs. Ce patron peut être expliqué en partie par la pratique consistant à laisser les tiges sur place après la récolte du maïs dans notre système (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2006a), contribuant ainsi à la présence de matière végétale en décomposition nécessaire au développement larvaire de plusieurs saprophages, de même que la fertilisation par les fumiers et lisiers qui attirerait les coprophages tels que *S. ochripes*. Les zoophages répondent négativement à la dominance de maïs, comme ils répondent positivement à la diversité des cultures. Nous constatons que les zoophages de l'étude répondent plus à la complexité du paysage qu'aux cultures en particulier. Les phytophages et les saprophages répondent favorablement aux cultures maraîchères. Ces cultures contribuent possiblement à une complexification du paysage agricole en présentant une diversité de plantes ayant des attraits non seulement pour une variété de phytophages, mais aussi pour plusieurs espèces donc les adultes visitent les fleurs nectarifères. De plus, une bonne proportion des plantes associées aux cultures maraîchères ne sont pas récoltées entièrement, laissant une quantité de matière à retourner au sol pour les saprophages. Les saprophages sont également associés positivement aux pâturages et aux fosses à fumier. Ces habitats extensifs, associés à une diversité de plantes broutées et de fèces, offriraient une abondance et une variété de ressources alimentaires pour les saprophages. Ces résultats vont de pair avec les diverses études illustrant que les effets de la simplification du paysage agricole a un effet plus prononcé sur les niveaux trophiques supérieurs dans les communautés d'arthropodes (Maisonhaute et Lucas 2010, Tschamntke et al. 2007, Zabel et Tschamntke 1998) et que la diversité des ennemis naturels des ravageurs est plus haute dans les systèmes semi-naturels que dans les systèmes transformés, favorisant la suppression des ravageurs dans les paysages comportant de tels habitats (Tylianakis et al. 2005). Justement, Birkhofer et al. (2011) soulignent que de conserver une haute diversité d'ennemis naturels serait une bonne stratégie pour la suppression des ravageurs. Les effets des différentes cultures peuvent s'expliquer par la végétation, mais aussi par les pratiques qui y sont associées, car la structure du paysage ou

du sol joue parfois un rôle important sur les communautés d'arthropodes (Purtauf et al. 2005, Rizali et al. 2012).

Réponse des espèces marquantes

L'association de *D. platura*, *P. rudis*, *S. ochripes* et *S. clunipes* avec les paysages agricoles d'Amérique du Nord est bien documentée (Marshall 1985, Griffiths 1993, Whitworth 2006). Il est intéressant de noter qu'au moins les trois premières sont des introductions de la région Paléarctique et qu'aucune n'est endémique à l'Amérique du Nord (Marshall 1985, Griffiths 1993, Whitworth 2006). Divers facteurs tels que l'absence de prédateurs ou de compétiteurs sont reconnus comme favorisant l'établissement d'espèces introduites (Herbold et Moyle 1986, Strauss et al. 2006). En milieu agricole, celles-ci profitent d'un élément facilitateur supplémentaire; le labour. Cette pratique, introduite par les colons européens en Amérique du Nord, a entraîné d'importantes transformations dans le paysage agricole dès le 17^{ième} siècle (Mt Pleasant 2011). Ces transformations ont rendu propice l'introduction en Amérique du Nord d'une multitude d'espèces vivant en milieu agricole, dont plusieurs mauvaises herbes et ravageurs agricoles (Foy et al. 1983, Mt Pleasant 2011). Ceci explique probablement aussi que la communauté à l'étude soit dominée par des espèces originaires du Paléarctique et associées depuis longtemps déjà à des paysages agricoles transformés tels que ceux retrouvés dans cette étude. Cependant, comme l'abondance de chacune des quatre espèces dominantes est associée positivement à l'hétérogénéité du paysage, d'autres facteurs sont déterminants pour ces espèces. Bien qu'adaptées au paysage agricole, celles-ci auraient besoin d'éléments du paysage disparaissant avec l'homogénéisation du paysage, comme les habitats semi-naturels et marginaux.

Delia platura est un phytophage ravageur généraliste introduit d'Europe (Hardy 1981). La variété de substrats adéquate au développement larvaire de *D. platura* dépasse grandement celle de toutes les autres espèces de *Delia* (Reid, 1940, Griffiths 1993). En Amérique du nord, cette espèce est entre autre un ravageur des semis de maïs, de soya et de haricot (d'où le nom commun de mouche du semis); elle peut aussi s'attaquer aux racines d'oignons, ainsi qu'à celles d'une variété de crucifères et de céréales (voir Griffiths 1993 pour liste plus extensive). Étant donné que *D. platura* est particulièrement friande de racines et de graines de maïs (Griffiths 1993) et que les paysages homogènes à l'étude sont associés au maïs, nous nous serions attendus à ce que l'abondance de cette espèce soit associée négativement à l'hétérogénéité du paysage. Cependant, nous observons le contraire, soit une association linéaire positive avec la diversité en habitats des paysages. Ces résultats soulignent l'importance de l'hétérogénéité du paysage chez une espèce pour laquelle une culture intensive répond entièrement aux besoins alimentaires larvaires. Comme les adultes de *D. platura* se nourrissent du nectar d'une variété de plantes sauvages et cultivées (Griffith 1993), il est possible qu'un paysage plus hétérogène réponde mieux aux besoins alimentaires de ce stade.

Pollenia rudis, avec 9,5% des spécimens capturés, est un zoophage, parasitoïde de vers de terre. Les glaciations du Pléistocène auraient éliminé les vers de terre du nord de l'Amérique du Nord (Pielou 1991, Hendrix et Bohlen 2002) et comme la faune de vers de terre qu'on retrouve ici serait majoritairement introduite d'Europe (Alban et Berry 1994, Hale et al. 2006, Hendrix et Bohlen 2002), il s'ensuit que *P. rudis*, en tant que parasitoïde, serait donc probablement elle aussi une introduction d'origine Européenne (Whitworth 2006). Dans notre étude, les cultures associées négativement à l'abondance de *P. rudis*, soient la dominance de maïs et les céréales, sont deux cultures labourées qui sont connues pour affecter négativement les vers de terre (Binet et al. 1997, Boström 1995, Fraser et Piercy 1998, Curry et al. 2002, Smith et al. 2008). La présence d'hôtes joue donc probablement un rôle important dans

l'abondance de *P. rudis*. Malgré qu'en Amérique du Nord les vers de terres introduits peuvent avoir des effets néfastes sur la biodiversité des écosystèmes naturels (Hendrix et Bohlen 2002, Eisenhauer et al. 2007), en milieux agricoles ils rendent d'importants services écologiques tels que l'incorporation de la matière organique dans les sols et le recyclage des nutriments (Pulleman et al. 2005). Dans ce contexte, le parasitisme de ces vers par *P. rudis* consisterait donc en une nuisance écologique, mais l'impact réel de ce parasitoïde sur la densité des populations de vers de terres en milieu agricole reste à déterminer.

Deux espèces de Sphaeroceridae, une famille comptant plusieurs espèces saprophages associées aux milieux agricoles, dominaient au sein de notre système d'étude. Malgré que l'abondance de ces deux espèces soit influencée de façon positive par le nombre de réservoirs à fumier et à lisier, ces espèces présentent tout de même des habitudes différentes. Alors que *Spelobia clunipes*, avec 6,9% des spécimens capturés, est un coprophage retrouvé surtout en milieux ouverts ou perturbés, *S. ochripes*, avec 6,6% des spécimens capturés, est un saprophage généraliste associé aux graminées et, plus rarement, aux carcasses et aux fèces (Marshall 1985). L'origine biogéographique de *S. clunipes* reste toujours à déterminer, cette espèce est néanmoins holarctique (Marshall 1985). Par ailleurs, *S. ochripes* a un patron historique de distribution typique des introductions : d'abord noté à proximité de villes portuaires en Amérique du Nord, elle est aujourd'hui présente au Canada et dans le Nord-Est des États-Unis (Marshall 1985, Marshall communication personnelle). La découverte fortuite du phénomène de dominance des espèces introduites dans la communauté de diptères schizophores aide à mettre en perspective les conséquences écologiques des pratiques agricoles. L'intensification agricole fait l'objet de plusieurs études actuelles, mais nous devons garder à l'esprit qu'il s'agit d'un phénomène de transformation du paysage ayant connu des transformations anthropiques historiques. Comme il en a été le cas ici, nous soulignons qu'il est parfois important de garder une perspective sur les transformations historiques d'un paysage à l'étude afin d'en comprendre le fonctionnement actuel et futur.

CONCLUSION

Au sein de notre système, nous avons observé qu'un changement au niveau de la composition du paysage entraîne des changements dans la composition des communautés de diptères schizophores. À l'instar des patrons observés chez d'autres arthropodes (Clough et al. 2005, Delettre 2005, Loreau et al. 2003, Kessler et al. 2009), les paysages agricoles homogènes de notre système maintiennent des assemblages de diptères schizophores peu abondants et pauvres en espèces. L'ensemble des guildes alimentaires larvaires, telles que déterminées dans cette étude, y sont aussi présentes en plus faible abondance que dans les milieux hétérogènes. Par ailleurs, l'homogénéité du paysage est défavorable même pour les espèces normalement associées aux cultures intensives, telles que *D. platura*. Aussi, l'ensemble des services écologiques fournis par les diptères schizophores, de même que les nuisances de ravageurs dans une moindre mesure, seraient inhibés par l'homogénéité du paysage. Afin de bien cerner les impacts de l'intensification agricole sur les communautés de diptères schizophores, il serait intéressant de procéder à l'étude des effets des pesticides sur ce groupe. Aussi, bien que celles-ci soient moins documentées, il serait intéressant de procéder à l'étude des effets de l'intensification agricole sur les guildes alimentaires adultes des diptères schizophores. Certains diptères schizophores étant des visiteurs de fleurs, une telle étude permettrait de saisir les effets de l'intensification agricole sur certains pollinisateurs, entre autres.

REMERCIEMENTS

Nous remercions chaleureusement tous les étudiants gradués et assistants de terrain qui ont participé au projet de suivi des populations d'Hirondelle bicolore ayant cours à l'Université de Sherbrooke et qui ont, par le fait même, participé à la récolte des mouches utilisées dans cette étude. Nous remercions également C. Girard pour son assistance en géomatique. Nous aimerions aussi souligner que cette étude n'aurait pas été possible sans la permission des 40 producteurs agricoles qui nous ont généreusement donné accès à leurs terres. Enfin, ce Travail a été supporté financièrement par des subventions à la découverte (MB, DG, FP, JS) et stratégique (DG, JB, JS et MB) du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, de même que la Chaire de recherche en écologie spatiale et en écologie du paysage (MB) et le Fonds canadien pour l'innovation (MB).

ANNEXE

Annexe 1. Liste des espèces récoltées en milieu agricole dans le sud du Québec en 2008 ($n= 40$ fermes) et leur guilde(s) alimentaire larvaire respective, organisées selon la famille. Abréviations : Ab = abondance totale; fréq = nombre de fermes ou une espèce a été récoltée; Sapro = saprophage; Phyto = phytophage; Zoo = zoophage.

Famille	Espèce	Ab	Fréq	Moy	E.T.	Guilde
Agromyzidae	<i>Agromyza sp.1</i>	14	12	0,35	0,580	Sapro
	<i>Agromyza sp.2</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Amauromyza pleuralis</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Liriomyza sp.1</i>	8	8	0,2	0,516	Sapro
	<i>Paraphytomyza sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
Anthomyiidae	<i>Delia platura</i>	1280	39	32	39,369	Phyto
Calliphoridae	<i>Calliphora latifrons</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Calliphora vomitoria</i>	4	3	0,1	0,379	Sapro
	<i>Lucillia illustris</i>	6	3	0,15	0,662	Sapro
	<i>Lucillia sericata</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Lucilia sylvarum</i>	11	8	0,275	0,640	Sapro
	<i>Pollenia angustigena</i>	43	12	1,075	2,586	Zoo
	<i>Pollenia griseotomentosa</i>	19	11	0,475	1,600	Zoo
	<i>Pollenia labialis</i>	22	8	0,55	1,086	Zoo
	<i>Pollenia pediculata</i>	11	8	0,275	0,599	Zoo
	<i>Pollenia rudis</i>	502	37	12,55	19,530	Zoo
	<i>Pollenia sp.1</i>	6	5	0,15	0,427	Zoo
	<i>Phormia regina</i>	26	5	0,65	2,225	Sapro
	<i>Phormia sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Protocalliphora sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Zoo
<i>Protophormia terranova</i>	21	3	0,525	2,855	Sapro	
Chloropidae	<i>Apallates sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Apotropina sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Chaetochlorops sp.1</i>	3	2	0,075	0,350	N/D
	<i>Chlorops sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Phyto
	<i>Conioscinella sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Dicraeus sp.1</i>	4	4	0,1	0,304	Phyto
	<i>Elachiptera angustistylum</i>	5	5	0,125	0,335	Phyto
	<i>Elachiptera costata</i>	5	4	0,125	0,404	Phyto
	<i>Elachiptera nigriceps</i>	18	11	0,45	0,904	Phyto
	<i>Elachiptera pechumani</i>	1	1	0,025	0,158	Phyto
	<i>Elachiptera sp.1</i>	22	16	0,55	0,783	Phyto
	<i>Eribolus longulus</i>	1	1	0,025	0,158	Phyto
	<i>Gaurax sp.1</i>	3	3	0,075	0,267	Phyto
	<i>Gaurax sp.2</i>	1	1	0,025	0,158	Phyto
	<i>Gaurax sp.3</i>	1	1	0,025	0,158	Phyto
	<i>Fiebrigella sp.1</i>	14	9	0,35	0,834	Phyto

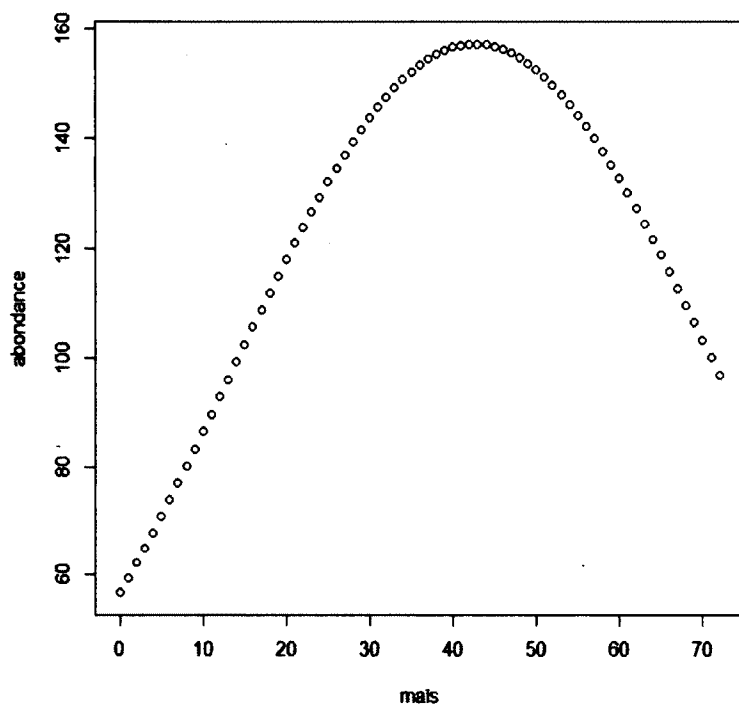
Famille	Espèce	Ab	Fréq	Moy	E.T.	Guilde
	<i>Hapleginella sp.1</i>	2	1	0,05	0,316	N/D
	<i>Hippelates plebejus</i>	43	9	1,075	3,133	Phyto
	<i>Hippelates sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Phyto
	<i>Incertella dorsata</i>	3	3	0,075	0,267	N/D
	<i>Incertella minor</i>	11	8	0,275	0,640	N/D
	<i>Liohipellates bishoppi</i>	46	10	1,15	5,211	Phyto
	<i>Liohipellates pallipes</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Liohipellates sp.1</i>	19	6	0,475	1,601	N/D
	<i>Liohipellates sp.2</i>	14	7	0,35	1,292	N/D
	<i>Liohipellates sp.3</i>	3	2	0,075	0,350	N/D
	<i>Malloweia abdominalis</i>	9	4	0,225	0,768	Phyto
	<i>Malloweia neglecta</i>	16	8	0,4	1,128	Phyto
	<i>Malloweia nigripalpis</i>	52	11	1,3	3,148	Phyto
	<i>Malloweia setulosa</i>	8	5	0,2	0,564	Zoo
	<i>Malloweia sp.1</i>	3	2	0,075	0,350	N/D
	<i>Malloweia sp.2</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Malloweia sp.3</i>	3	3	0,075	0,267	N/D
	<i>Meromyza sp.1</i>	2	2	0,05	0,221	Phyto
	<i>Neoscinella sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Ocella provocans</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Ocella trigramma</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Ocella sp.1</i>	2	1	0,05	0,221	N/D
	<i>Ocella sp.2</i>	2	2	0,05	0,316	N/D
	<i>Oscinella flavescens</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Oscinella frit</i>	3	2	0,075	0,350	N/D
	<i>Oscinella virgata</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Oscinella sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Psilacrum sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Rhopalopterum carbonaria</i>	34	19	0,85	1,099	Phyto
	<i>Rhopalopterum limitatum</i>	2	2	0,05	0,221	Phyto
	<i>Rhopalopterum soror</i>	6	4	0,15	0,483	Phyto
	<i>Rhopalopterum umbrosa</i>	1	1	0,025	0,158	Phyto
	<i>Rhopalopterum sp.1</i>	79	23	1,975	3,238	Phyto
	<i>Rhopalopterum sp.2</i>	39	17	0,975	1,941	Phyto
	<i>Thaumatomyia glabra</i>	18	12	0,45	0,932	Phyto
	<i>Thaumatomyia pulla</i>	2	2	0,05	0,221	Phyto, sapro
	<i>Thaumatomyia rubrivittata</i>	2	1	0,05	0,316	Phyto
	<i>Thaumatomyia sp.1</i>	21	13	0,525	0,877	Phyto
	<i>Tricimba sp.1</i>	3	3	0,075	0,267	Phyto
Conopidae	<i>Zodion sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
Drosophilidae	<i>Scaptomyza pallida pallida</i>	137	30	3,425	3,573	Sapro
	<i>Scaptomyza subplendens</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Drosophila sp.1</i>	11	9	0,275	0,554	N/D

Famille	Espèce	Ab	Fréq	Moy	E.T.	Guilde
	<i>Drosophila sp.2</i>	3	3	0,075	0,267	N/D
Ephydriidae	<i>Hydrellia sp.1</i>	5	5	0,125	0,335	N/D
	<i>Hydrochasma sp.1</i>	49	13	1,225	3,332	N/D
	<i>Nostima sp.1</i>	10	8	0,25	0,543	N/D
	<i>Philygria debilis</i>	25	14	0,625	1,079	N/D
	<i>Philygria sp.1</i>	2	2	0,05	0,221	N/D
	<i>Scatella orizonensis</i>	26	16	0,65	0,949	Phyto
	<i>Scatella sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Phyto
	<i>Trimerina sp.1</i>	21	8	0,525	1,396	N/D
Lauxaniidae	<i>Camptoprosopella sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Homoneura sp.1</i>	16	8	0,4	1,215	Phyto, sapro
	<i>Minettia sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Paecilominettia sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
Milichiidae	<i>Desmometopa sp.1</i>	12	9	0,3	0,608	Sapro
	<i>Leptometopa latipes</i>	123	29	3,075	4,257	Sapro
	<i>Leptometopa sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Leptometopa sp.2</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Neophyllomyza sp.1</i>	6	2	0,15	0,802	Sapro
	<i>Pholeomyza sp.1</i>	3	3	0,075	0,350	Sapro
Muscidae	<i>Coenosia nigrescea</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Coenosia tigrina</i>	3	1	0,075	0,474	Zoo
	<i>Helina reversio</i>	2	2	0,05	0,221	Sapro
	<i>Hydrotaea aenescens</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Hydrotaea sp.1</i>	5	3	0,125	0,516	N/D
	<i>Hydrotaea sp.2</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Limnophora sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Musca domestica</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Muscina levida</i>	6	4	0,15	0,483	Sapro
	<i>Mydaea affinis</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Phaonia deleta</i>	2	1	0,05	0,316	N/D
	<i>Phaonia sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Potamia sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Spilogona aenea</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Spilogona sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
Platystomatidae	<i>Amphicnephes sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Phyto
	<i>Himeroessa sp.1</i>	2	2	0,05	0,221	Phyto, zoo
	<i>Rivellia sp.1</i>	7	6	0,175	0,446	Phyto
	<i>Senipterina sp.1</i>	4	4	0,1	0,632	Phyto, sapro
Sepsidae	<i>Meroplius minutus</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Nemopoda nitidula</i>	3	2	0,075	0,350	Sapro
	<i>Saltella sphondylii</i>	187	25	4,675	11,072	Sapro
	<i>Sepsis (Sepsis) biflexuosa</i>	156	28	3,9	7,977	Sapro
	<i>Sepsis punctum</i>	13	12	0,325	0,526	Sapro

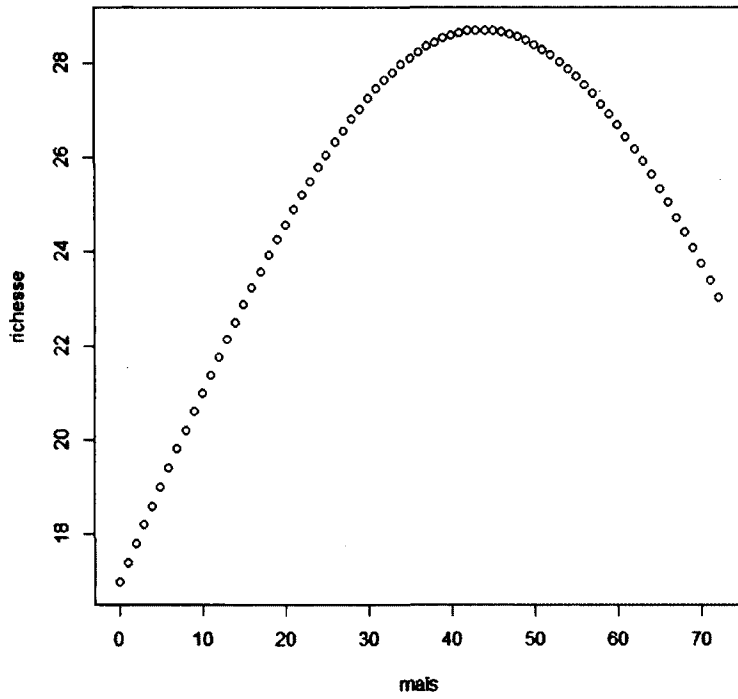
Famille	Espèce	Ab	Fréq	Moy	E.T.	Gilde
	<i>Sepsis sp.1</i>	8	5	0,2	0,564	Sapro
	<i>Sepsis sp.2</i>	24	14	0,6	0,928	Sapro
	<i>Themira (Enicita) annulipes</i>	170	36	4,25	5,305	Sapro
	<i>Themira (Enicomira) minor</i>	231	31	5,775	11,297	Sapro
	<i>Themira (Themira) putris</i>	27	9	0,675	1,803	Phyto
	<i>Themira sp.1</i>	2	2	0,05	0,221	Sapro
Ulidiidae	<i>Delphinia picta</i>	14	1	0,35	2,214	Phyto, sapro
Sarcophagidae	<i>Archimimus sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Bellieria sp.1</i>	2	2	0,05	0,221	Sapro
	<i>Bercaeopsis sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Colcondamya sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Phyto
	<i>Metossarcophaga sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Miltogramminae sp.1</i>	4	4	0,1	0,304	Phyto
	<i>Pierretia sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Phyto
	<i>Ravinia sp.1</i>	25	12	0,625	1,675	Zoo
	<i>Ravinia sp.2</i>	2	2	0,05	0,221	Zoo
	<i>Sarcotachinae sinuata</i>	16	10	0,4	1,033	Sapro
	<i>Sarothromyia sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Phyto
	<i>Senotaina sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Phyto
	<i>Sphyxapata sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Titanogrypa sp.1</i>	12	11	0,3	0,516	Sapro
	<i>Udapomyga sp.1</i>	4	4	0,1	0,304	N/D
	<i>Udapomyga sp.2</i>	3	3	0,075	0,267	Sapro
Sphaeroceridae	<i>Borborillus sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	N/D
	<i>Coproica acutangula</i>	28	18	0,7	0,911	Sapro
	<i>Coproica ferruginata</i>	37	19	0,925	1,248	Sapro
	<i>Coproica hirtula</i>	18	12	0,45	0,846	Sapro
	<i>Coproica sp.1</i>	22	12	0,55	1,154	Sapro
	<i>Coproica sp.2</i>	25	17	0,625	0,868	Sapro
	<i>Elachisoma aterrimum</i>	34	15	0,85	1,406	Sapro
	<i>Ischiolepta horrida</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Ischiolepta sp.1</i>	7	6	0,175	0,446	Sapro
	<i>Ischiolepta sp.2</i>	7	5	0,175	0,549	Sapro
	<i>Leptocera erythrocerata</i>	30	20	0,75	1,006	N/D
	<i>Leptocera sp.1</i>	4	3	0,1	0,379	N/D
	<i>Leptocera sp.2</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Leptocera sp.3</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Lotophila atra</i>	34	17	0,85	1,511	Sapro
	<i>Melanochaeta sp.1</i>	2	1	0,05	0,316	N/D
	<i>Opalimosina mirabilis</i>	74	24	1,85	2,587	Sapro
	<i>Opalimosina sp.1</i>	5	5	0,125	0,335	N/D

Famille	Espèce	Ab	Fréq	Moy	E.T.	Guilde
	<i>Pullimosina longicostata</i>	15	13	0,375	0,586	Sapro
	<i>Pullimosina vockerothi</i>	2	2	0,05	0,221	N/D
	<i>Pullimosina sp.1</i>	31	22	0,775	0,920	Sapro
	<i>Rudolfia sp.1</i>	5	5	0,125	0,335	N/D
	<i>Spelobia bifrons</i>	36	16	0,9	1,392	Sapro
	<i>Spelobia clunipes</i>	364	38	9,1	8,521	Sapro
	<i>Sphaerocera curvipes</i>	27	17	0,675	1,047	Sapro
	<i>Spelobia maculipennis</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
	<i>Spelobia ochripes</i>	350	34	8,75	12,188	Sapro
	<i>Spelobia sp.1</i>	20	16	0,5	0,679	Sapro
	<i>Telomerina sp.1</i>	2	2	0,05	0,221	Sapro
	<i>Terrilimosina sp.1</i>	1	1	0,025	0,158	Sapro
Scathophagidae	<i>Scathophaga sp.1</i>	43	16	1,075	1,992	Sapro
	<i>Scathophaga sp.2</i>	8	7	0,2	0,464	Sapro

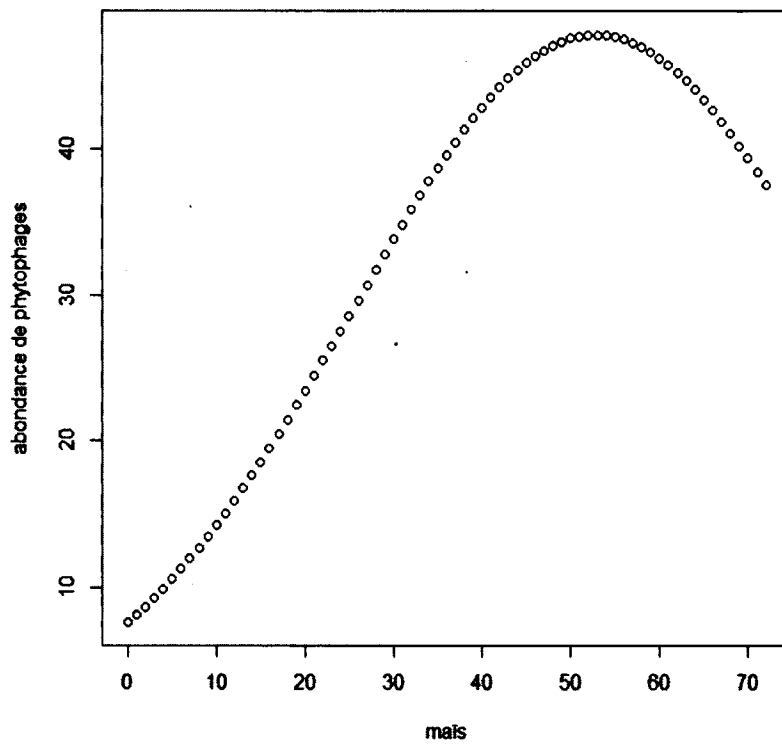
Annexe 2. Graphiques des valeurs prédites des modèles selon le recouvrement de maïs



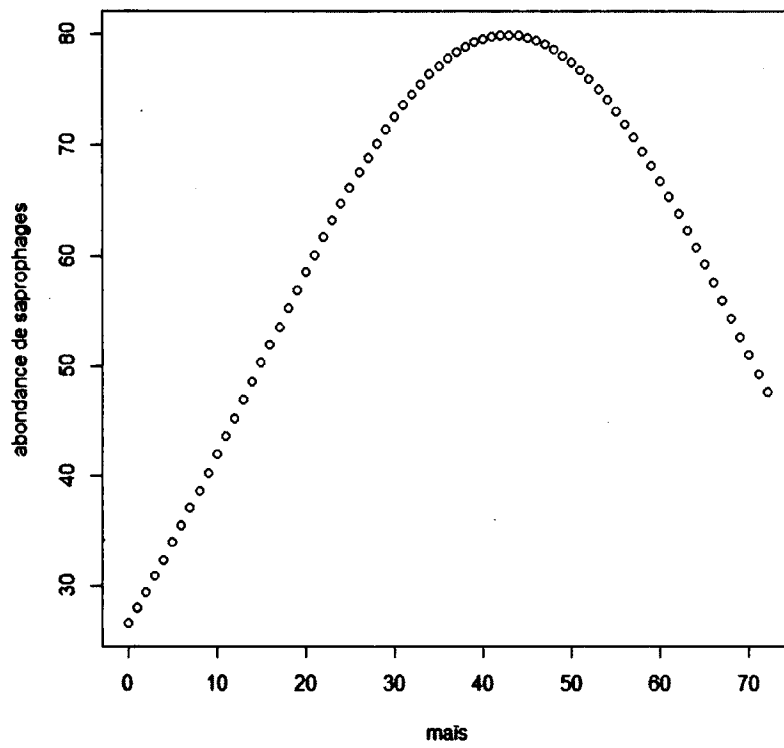
Annexe 2.1 Abondance globale selon le recouvrement de maïs tel que prédit par le modèle rapporté dans le tableau 4.



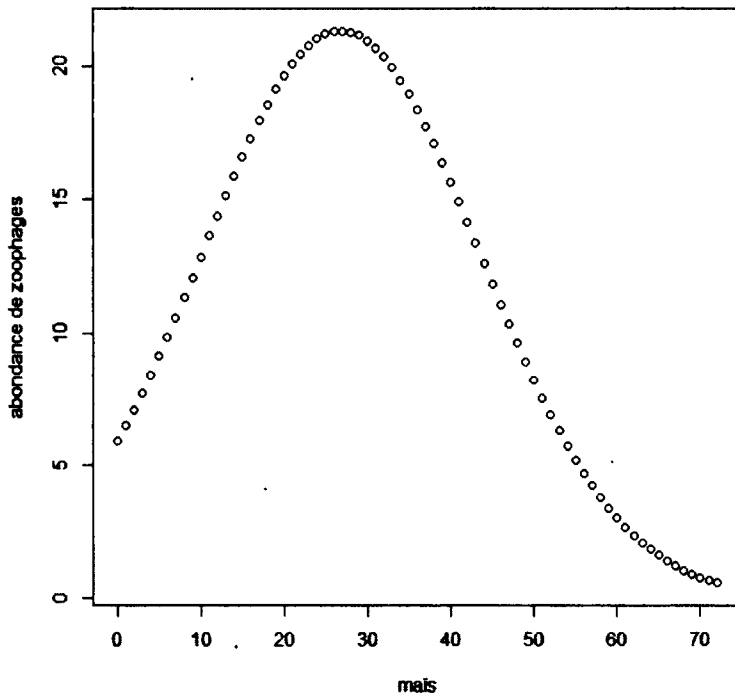
Annexe 2.2 Richesse globale selon le recouvrement de maïs tel que prédit par le modèle rapporté dans le tableau 4.



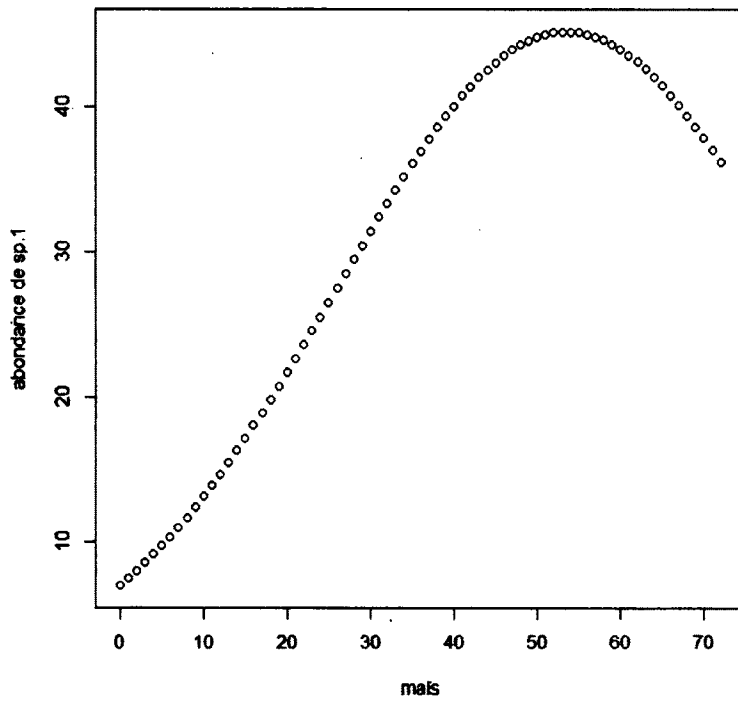
Annexe 2.3 Abondance des phytophages selon le recouvrement de maïs tel que prédit par le modèle rapporté dans le tableau 7.



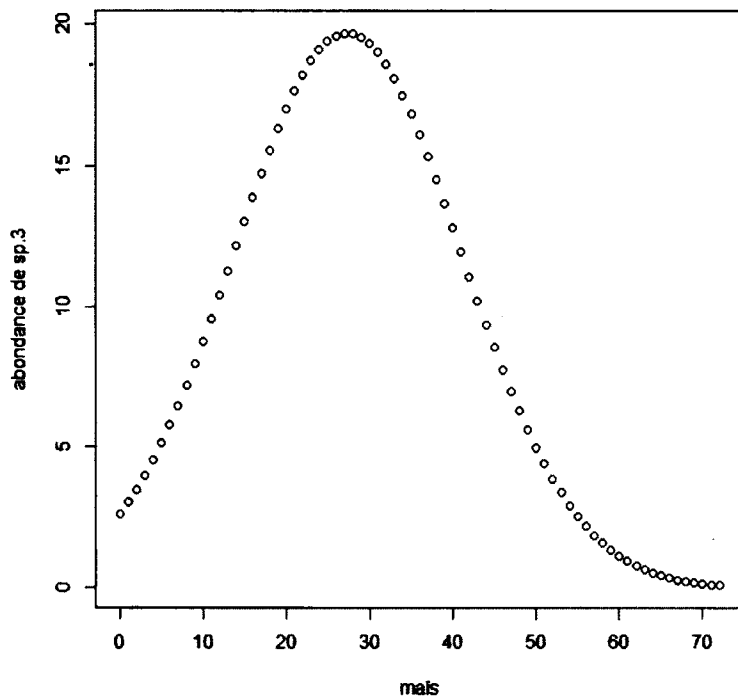
Annexe 2.4 Abondance des saprophages selon le recouvrement de maïs tel que prédit par le modèle rapporté dans le tableau 7.



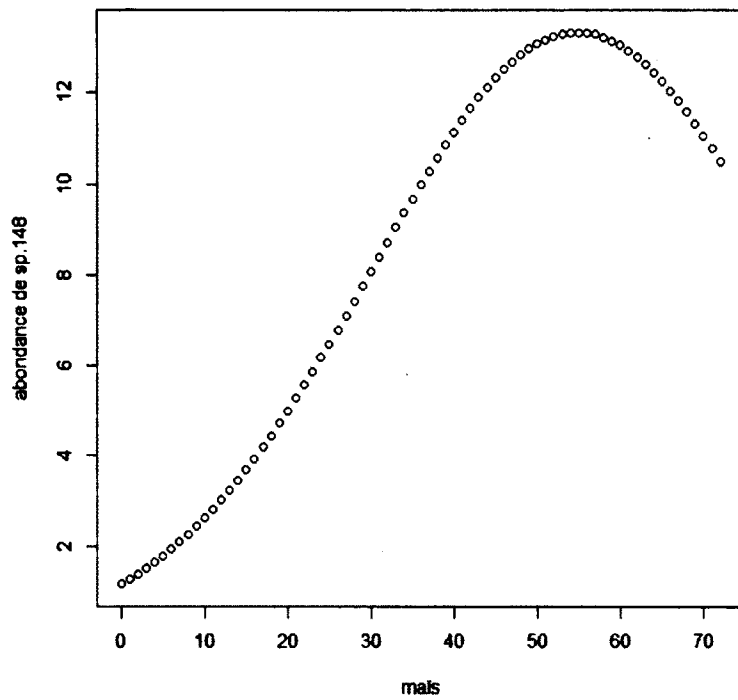
Annexe 2.5 Abondance des zoophages selon le recouvrement de maïs tel que prédit par le modèle rapporté dans le tableau 7.



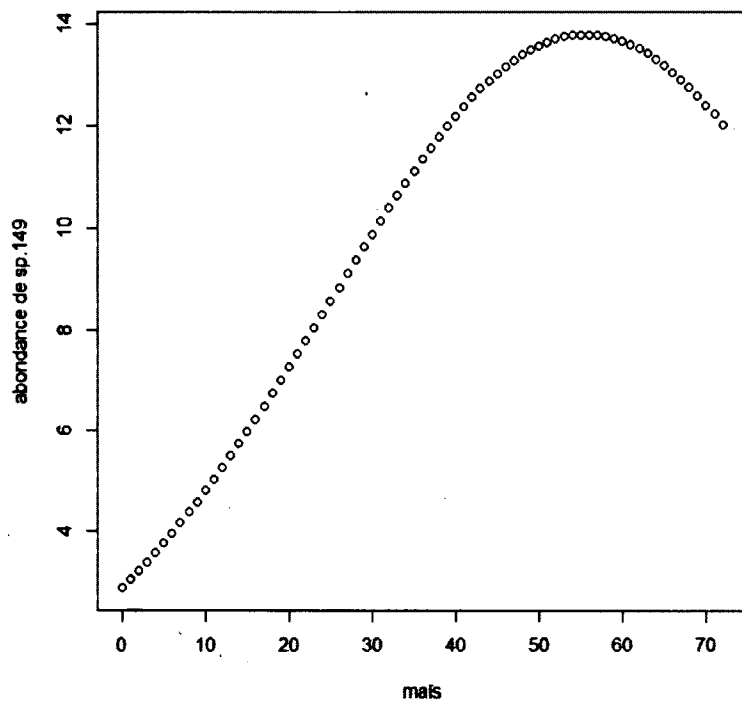
Annexe 2.6 Abondance de *Delia platura* selon le recouvrement de maïs tel que prédit par le modèle rapporté dans le tableau 10.



Annexe 2.7 Abondance de *Pollenia rudis* selon le recouvrement de maïs tel que prédit par le modèle rapporté dans le tableau 10.



Annexe 2.8 Abondance de *Spelobia ochripes* selon le recouvrement de maïs tel que prédit par le modèle rapporté dans le tableau 10.



Annexe 2.9 Abondance de *Spelobia clunipes* selon le recouvrement de maïs tel que prédit par le modèle rapporté dans le tableau 10.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Retour sur les objectifs

Cette recherche a permis de mettre en lumière les effets de l'intensification agricole sur la communauté de diptères schizophores dans les paysages agricoles du Sud du Québec. En effet, j'ai observé les patrons de biodiversité de la communauté de diptères schizophores sous plusieurs angles : son abondance globale, sa richesse en espèces, sa diversité, l'abondance et la diversité de trois guildes alimentaires larvaires (les phytophages, les saprophages et les zoophages), de même que l'abondance des espèces marquantes, déterminées comme étant celles se distinguant par leur grande abondance et leur forte association aux paysages à l'étude. L'intensification agricole dans le Sud du Québec est caractérisée par le passage de petites fermes fourragères et pastorales à de grandes cultures intensives (Bélanger et Grenier 2002). Or, l'aire d'étude est caractérisée par un gradient est-ouest d'intensification agricole similaire à la transition temporelle des cultures (Bélanger et Grenier 2002). J'ai donc caractérisé le paysage selon la proportion des différentes cultures, autant extensives qu'intensives, et la quantité de réservoirs à fumier et à lisier. Ceci m'a permis de discriminer les effets de l'intensification agricole par le biais de la nature des habitats composant les paysages de même que par de niveau d'hétérogénéité en habitats de ceux-ci; l'agriculture intensive étant associée aux paysages homogènes (Tscharrntke et al. 2005).

Diptères schizophores dans le milieu agricole

J'ai observé que l'hétérogénéité du paysage avait un effet positif sur la majorité des variables caractérisant la communauté de diptères schizophores : abondance globale, richesse en espèces, abondance de chacune des guildes alimentaires larvaires et abondance de chaque espèce marquante. Il s'ensuit que l'homogénéisation du paysage associé à l'intensification agricole entraînerait un appauvrissement global de la communauté de diptères schizophores, et ce, tel qu'il a été observé chez plusieurs autres taxons (Evans et al. 2011, Gabriel et Tschamtkke 2007, Klein et al. 2007, Menta et al. 2011). En étudiant l'influence de la composition du paysage, cependant, j'ai observé des patrons moins unilatéraux des effets de l'intensification des pratiques agricoles. J'ai remarqué que deux cultures intensives, le maïs lorsqu'il ne domine pas le paysage, et les cultures maraîchères, ont des effets positifs sur l'abondance et la richesse en espèces, de même que sur l'abondance des phytophages et des saprophages. Le maïs non dominant a également des effets positifs sur l'abondance de trois des quatre espèces les plus marquantes. Bien que ces relations soient en partie explicables par l'effet de l'hétérogénéité du paysage sur la communauté, il n'en demeure pas moins qu'elles indiquent des affinités de plusieurs diptères schizophores avec ces cultures cultivées intensivement et qui subissent d'importantes applications de pesticides. Naturellement, il existe un comportement opposé des variables réponses entre la dominance de maïs et l'hétérogénéité du paysage, un paysage dominé par le maïs étant lui-même homogène. Nous observons que les réservoirs à fumier contribuent également à supporter une communauté riche en espèces et abondantes. Ils favorisent également les saprophages, qui incluent les coprophages. À la fois la diversité et la composition du paysage jouent un rôle dans la structure et la composition de la communauté de diptères schizophores, aussi bien d'un point de vue taxonomique que fonctionnel.

J'ai également documenté que certaines espèces sont associées aux cultures intensives alors que d'autres sont associées aux cultures extensives. Cela indique qu'avec le passage des cultures extensives vers les cultures intensives, nous assistons à un changement dans la composition de la communauté, principalement avec une perte de saprophages et de zoophages et une augmentation de phytophages. Il apparaît donc que des deux composantes de l'intensification agricole, soient l'homogénéisation du paysage et le changement dans la composition du paysage, le premier est associé à un appauvrissement global de la communauté de diptères schizophores alors que le deuxième est associé à un changement dans sa composition. Ces résultats sont similaires à ceux observés chez les arthropodes (Schweiger et al. 2005), les oiseaux (Vickery et al. 2004) et les plantes (Baldi et al. 2012).

Services écologiques

Dû aux contraintes de connaissances sur la biologie des espèces, je me suis limité aux guildes alimentaires larvaires des diptères schizophores et les ai groupés en trois catégories larges : phytophages, saprophages et zoophages. Bien que les phytophages ne soient pas tous des ravageurs, l'espèce la plus abondante de cette guildes est *D. platura*, un ravageur notoire. Cette guildes est donc principalement associée à cette nuisance écologique dans le cadre de cette étude. Les saprophages sont associés à la décomposition, à l'intégration de la matière organique dans le sol et au cyclage des nutriments, entre autres par la coprophagie. Ils sont donc considérés comme source de services écologiques. Parmi les zoophages, nous comptons les prédateurs, parasites et parasitoïdes. Bien qu'ils puissent contribuer à la suppression de certains ravageurs, l'espèce la plus abondante, *P. rudis*, est un parasitoïde de vers de terre. Comme le statut de ces vers de terre est incertain quant à savoir s'ils sont pourvoyeurs de services écologiques ou source de nuisance écologique en Amérique du Nord (Hendrix et

Bohlen 2002, Pulleman et al. 2005, Eisenhauer et al. 2007), j'explore ici la question selon les deux hypothèses, pas nécessairement contradictoires, selon lesquelles les zoophages sont pourvoyeurs de services écologiques et / ou sources de nuisances écologiques.

Selon mes résultats, l'homogénéisation du paysage entraînerait une perte globale des services, mais aussi des nuisances écologiques associées à chacune des guildes alimentaires larvaires. En effet, avec le passage d'un paysage dominé par les cultures extensives vers un paysage dominé par les cultures intensives, j'ai remarqué un changement dans la composition des guildes alimentaires. Chez les zoophages, la suppression potentielle de ravageurs diminue avec l'homogénéisation du paysage. Il s'agit d'un patron observé chez d'autres arthropodes (Bianchi et al. 2006, Tschamtké et al. 2007).

Avec l'intensification agricole, j'observe une baisse de l'abondance des zoophages et des saprophages et une augmentation de l'abondance des phytophages. Alors, l'intensification agricole serait associée avec une diminution de suppression de ravageurs, une diminution de parasitisme de vers de terre, une diminution des services des saprophages, un changement dans les détails des services des saprophages et un maintien de ravageurs chez les diptères schizophores. Les impacts négatifs de l'intensification agricole sur les niveaux trophiques supérieurs, ici les zoophages, ont été observés chez d'autres groupes d'arthropodes, comme les coléoptères et les araignées (Batáry et al. 2008, 2012, Maisonhaute et Lucas 2010, Schmidt et al. 2005). Les saprophages ne sont habituellement pas le focus de telles études.

Espèces introduites et invasives

Au cours de l'étude, j'ai eu la surprise de constater que des quatre espèces dominantes, au moins trois sont des introductions d'Europe. L'interprétation de ce résultat nécessite donc de se référer à des aspects historiques de l'agriculture. Beaucoup d'études portent sur les impacts écologiques de l'intensification agricole, mais il ne faut pas oublier que toute forme d'agriculture s'inscrit comme une transformation anthropique du paysage. À ce titre, l'altération du paysage par les pratiques agricoles remonte au Néolithique (Diamond 1994, Hall et al. 2002, Hughes 2004, Takács-Sánta 2004, Kirch 2005, Peeples et al. 2006, Fitzpatrick et Keegan 2007, Merrill et al. 2009, Mt Pleasant 2011, Hart et Lovis 2012). Avant la colonisation de l'Amérique du Nord par les Européens, les Amérindiens procèdent à une agriculture sans labour, impliquant beaucoup moins de transformation et de perturbations dans le paysage que celle de leurs contemporains d'Europe (MtPleasant 2011). Avec la colonisation de l'Amérique du Nord, les Européens y importent leurs pratiques agricoles, notamment le labour. Ceci entraîne des transformations dans le fonctionnement des écosystèmes agricoles, comme une plus grande érosion des sols, qui rendent le paysage de la colonie plus semblable au paysage Européen qu'au paysage nord-américains précédant la colonie (MtPleasant 2011). Avec les multiples déplacements entre les deux continents qui s'effectuent dans le cadre de la colonisation, les introductions accidentelles deviennent pratiquement inévitables. En ajoutant à cela les transformations du paysage agricole par les pratiques agricoles introduites par les Européens, notamment le labour, on ajoute aux introductions accidentelles un habitat aux perturbations similaires à celles des habitats d'origine de ces espèces introduites. Il n'est donc pas surprenant de constater autant de dominance des espèces introduites dans la communauté de diptères schizophores retrouvée en milieu agricole dans le Sud du Québec. Une fois arrivées, elles se seraient retrouvées à avoir l'avantage compétitif d'être déjà adaptées aux perturbations en cours dans le paysage.

Gestion agricole

Ayant exploré les effets de l'intensification agricole sur les services et nuisances écologiques associés aux diptères schizophores, mon étude s'insère bien dans les questions de gestion agricole, soulevant des arguments à la fois pour le *land sparing* et le *land sharing* (Fischer et al. 2011, Grau et al. 2013, Perfecto et Vandermeer 2010, Phalan et al. 2011). D'un côté, j'ai observé que lorsque le paysage comporte des cultures intensives tout en restant relativement hétérogène à l'échelle locale, il supporte une communauté de diptères schizophores abondante, riche en espèces et dont les services écologiques restent variés, une ouverture pour le *land sparing*. Cependant, nous observons également que la composition du paysage est déterminante pour la composition de la communauté, une ouverture pour le *land sharing*. Il serait donc pertinent de déterminer l'importance des contributions écologiques de chaque guildes alimentaire dans les écosystèmes agricoles afin de trancher la question de quel type de gestion serait à favoriser en considérant les impacts sur les diptères schizophores. Par contre, comme les deux types de gestion semblent favoriser différents aspects liés à la biodiversité des diptères schizophores, je trouve intéressante la proposition de Fischer et al. (2011) d'opter pour une approche hybride entre le *land sparing* et le *land sharing*.

Constats généraux

J'ai constaté que l'homogénéisation du paysage associé à l'intensification agricole entraîne un appauvrissement général de la communauté de diptères schizophores du Sud du Québec, mais

que lorsque le paysage reste hétérogène, la présence de cultures intensive peut avoir certains effets positifs. J'ai aussi constaté que le passage des cultures extensives aux cultures intensives entraîne un changement dans la composition de la communauté en favorisant surtout les phytophages et principalement le ravageur généraliste *D. platura*. Cette étude me permet de souligner que l'intensification agricole telle qu'observée semble entraîner une altération des services et nuisances écologiques, favorisant davantage les ravageurs que les espèces associés à des services écologiques tel que la décomposition. Cependant, mes extrapolations sur les services écologiques restent parfois hypothétiques, étant donné que les connaissances sur la biologie de plusieurs espèces de diptères schizophores restent limitées.

Mes résultats indiquent que même au sein d'un groupe taxonomique relativement restreint, soit un sous groupe de familles de l'ordre des diptères, la réponse des assemblages d'espèces face à l'intensification agricole peut varier grandement, particulièrement lorsque différents groupes fonctionnels sont considérés. Il s'ensuit donc que notre capacité à évaluer les conséquences de l'intensification agricoles sur la biodiversité et la résilience des écosystèmes, et donc à mettre en place des pratiques agricoles optimales pouvant répondre à une demande alimentaire mondiale grandissante, reposent en grande partie sur un approfondissement des connaissances relatives au rôles fonctionnels des espèces et aux liens trophiques unissant l'ensemble du biote agricole.

BIBLIOGRAPHIE

- Agriculture et Agroalimentaire Canada (2006a). Profil de la culture du maïs de grande culture au Canada. *Centre pour la lutte antiparasitaire, Programme de réduction des risques liés aux pesticides, Agriculture et Agroalimentaire Canada*. 63p.
- Agriculture et Agroalimentaire Canada (2006b) Profil de la culture du soja au Canada. *Centre pour la lutte antiparasitaire, Programme de réduction des risques liés aux pesticides, Agriculture et Agroalimentaire Canada*. 52p.
- Alban, D. H., & Berry, E. C. (1994). Effects of earthworm invasion on morphology, carbon, and nitrogen of a forest soil. *Applied Soil Ecology* 1(3), 243-249.
- Albrecht, M., Schmid, B., Obrist, M. K., Schüpbach, B., Kleijn, D., & Duelli, P. (2010). Effects of ecological compensation meadows on arthropod diversity in adjacent intensively managed grassland. *Biological Conservation*, 143(3), 642–649.
- Anderson, M. J., Legendre., P. (1999). An empirical comparison of permutation methods for tests of partial regression coefficients in a linear model. *Journal of Statistical Computation and Simulation*, 62(3), 271–303.
- Andersson, G. K. S., Rundlo, M., & Smith, H. G. (2012). Organic Farming Improves Pollination Success in Strawberries. *PloS ONE*, 7(2), 2–5.
- Attwood, S. J., Maron, M., House, a. P. N., & Zammit, C. (2008). Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management? *Global Ecology and Biogeography*, 17(5), 585–599.
- Badenhausser, A. I., Gouat, M., Goarant, A., Cornulier, T., & Badenhausser, I. (2012). Spatial Autocorrelation in Farmland Grasshopper Assemblages (Orthoptera: Acrididae) in Western France Spatial Autocorrelation in Farmland Grasshopper Assemblages (Orthoptera: Acrididae) in Western France. *Population Ecology*, 41(5), 1050–1061.
- Badgley, C., Fox, D. L. (2000). Ecological biogeography of North American mammals: species density and ecological structure in relation to environmental gradient. *Journal of Biogeography*, 27(6), 1437–1467.
- Báldi, A., Batáry, P., & Kleijn, D. (2012). Effects of grazing and biogeographic regions on grassland biodiversity in Hungary – analysing assemblages of 1200 species. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 28–34.
- Bar-Yosef, O. (2002). The Upper Paleolithic Revolution. *Annual Review of Anthropology*, 31, 363–393.

- Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D., & Tschamntke, T. (2011). Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1713), 1894–1902.
- Batáry, P., Kovács, A., & Báldi, A. (2008). Management effects on carabid beetles and spiders in Central Hungarian grasslands and cereal fields. *Community Ecology*, 9(2), 247–254.
- Batáry, P., Báldi, A., Sárospataki, M., Kohler, F., Verhulst, J., Knop, E., Herzog, F., & Kleijn, D. (2010). Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136(1-2), 35–39.
- Batáry, P., Holzschuh, A., Orci, K. M., Samu, F., & Tschamntke, T. (2012). Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 146(1), 130–136.
- Beaulieu, F., & Wheeler, T.A. (2005). Diptera biodiversity in a homogeneous habitat: Brachycera associated with sedge meadows (*Carex*, Cyperaceae) in Quebec, Canada. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 107, 176-189.
- Bélanger, L., & Grenier, M. (2002). Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landscape Ecology*, 17(6), 495–507.
- Belderok, B. (2000). Developments in bread-making processes. *Plant Foods for Human Nutrition (Dordrecht, Netherlands)*, 55(1), 1–86.
- Bengtsson, J., Ahnström, J., & Weibull, A.-C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 261–269.
- Benton, T. G., Bryant, D. M., Cole, L., Crick, H. Q. P., Benton, T. I. M. G., & Crick, H. Q. P. (2009). Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*, 39(4), 673–687.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182–188.
- Berendse, F., Chamberlain, D., Kleijn, D., & Schekkerman, H. (2004). Declining Biodiversity in Agricultural Landscapes and the Effectiveness of Agri-environment Schemes. *Ambio*, 33(8), 499–502.
- Biaggini, M., Consorti, R., Dapporto, L., Dellacasa, M., Paggetti, E., & Corti, C. (2007). The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of arthropod diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122(2), 183–191.

- Bianchi, F. J. J. a, Booij, C. J. H., & Tschardtke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1595), 1715–27.
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, a P., et al. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), 351–4.
- Bilenca, D. N., González-Fischer, C. M., Teta, P., & Zamero, M. (2007). Agricultural intensification and small mammal assemblages in agroecosystems of the Rolling Pampas, central Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121(4), 371–375.
- Binet, F., Hallaire, V., & Curmi, P. (1997). Agricultural practices and the spatial distribution of earthworms in maize fields. Relationships between earthworm abundance, maize plants and soil compaction. *Soil Biology and Biochemistry*, 29(3), 577–583.
- Birkhofer, K., Fließbach, A., Wise, D. H., & Scheu, S. (2011). Arthropod food webs in organic and conventional wheat farming systems of an agricultural long-term experiment: a stable isotope approach. *Agricultural and Forest Entomology*, 13(2), 197–204.
- Björklund, J., Limburg, K. E., & Rydberg, T. (1999). Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services: an example from Sweden. *Ecological Economics*, 29(2), 269–291.
- Blitzer, E. J., Dormann, C. F., Holzschuh, A., Klein, A.-M., Rand, T. A., & Tschardtke, T. (2012). Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 146(1), 34–43.
- Boström, U. (1995). Earthworm populations (Lumbricidae) in ploughed and undisturbed leys. *Soil & Tillage Research*, 35(3), 125–133.
- Bourassa, S., Cárcamo, H. A., Larney, F. J., & Spence, J. R. (2008). Carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a rotation of three different crops in southern Alberta, Canada: a comparison of sustainable and conventional farming. *Environmental entomology*, 37(5), 1214–23.
- Brose, U. (2003). Regional diversity of temporary wetland carabid beetle communities: a matter of landscape features or cultivation intensity? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98(1-3), 163–167.
- Buck, M., & Marshall, S. A. (2009). Revision of New World Leptocera Olivier (Diptera, Sphaeroceridae). *Zootaxa*, 2039, 1–139.

- Burel, F., Butet, A., Delettre, Y. R., & Millàn de la Peña, N. (2004). Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. *Landscape and Urban Planning*, 67(1-4), 195–204.
- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Coeu, D. Le, Dubs, F., Morvan, N., Thenail, C., et al. (1998). Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes, *Acta oecologica*, 19(I), 47–60.
- Canthers, K. J., & Tamis, W. L. M. (1999). Arthropods in grassy field margins in the Wieringermeer Scope, population development and possible consequences for farm practice. *Landscape and Urban Planning*, 46(1-3), 63–69.
- Cattaneo, M. G., Yafuso, C., Schmidt, C., Huang, C., Rahman, M., Olson, C., Ellers-Kirk, C., et al. (2006). Farm-scale evaluation of the impacts of transgenic cotton on biodiversity, pesticide use, and yield. *Proceedings of the National Academy of Science*, 103(20), 7571–7576.
- Cizek, O., Zamecnik, J., Tropek, R., Kocarek, P., & Konvicka, M. (2011). Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation*, 16(2), 215–226.
- Clough, Y., Kruess, A., Kleijn, D., & Tschamtker, T. (2005). Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal of Biogeography*, 32(11), 2007–2014.
- Cole, L. J., Pollock, M. L., Robertson, D., Holland, J. P., McCracken, D. I., & Harrison, W. (2010). The influence of fine-scale habitat heterogeneity on invertebrate assemblage structure in upland semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136(1-2), 69–80.
- Concepción, E. D., Díaz, M., & Baquero, R. a. (2007). Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology*, 23(2), 135–148.
- Copley, C. R., & Winchester, N. N. (2010). Effect of disturbance and distance from a riparian corridor on spiders in a temperate rainforest. *Canadian Journal of Forest Research*, 40(5), 904–916.
- Coquillett, D. W. (1900). Report on a collection of dipterous insects from Puerto Rico. *Proceedings of the United States National Museum*, 22, 249–270.
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., et al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260.

- Costanza, R., Kubiszewski, I., Ervin, D., Bluffstone, R., Boyd, J., Brown, D., Chang, H., Dujon, V., Granek, E., Polasky, S., Shandas, V., Yeakley, A. (2011). Valuing ecological systems and services. *F1000 Biology Reports*, 3, 14.
- Courtney, G.W., Pape, T., Skevington, J.H., Sinclair, B.J. (2009). Biodiversity of Diptera, in Footitt, R.G & Adler, P.H. (eds.) - *Insect Biodiversity: Science and Society*, Wiley - Blackwell, Chapter 9, pp. 185-222.
- Cresson, E. T. J. (1942). Synopses of north american Ephydriidae (Diptera). *Transactions of the American Entomological Society*, 68(24), 101-127.
- Crist, T. O., Veech, J. A, Gering, J. C., & Summerville, K. S. (2003). Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of alpha, beta, and gamma diversity. *The American naturalist*, 162(6), 734-43.
- Cronin, J. T., Hyland, K., & Abrahamson, W. G. (2001). The pattern, rate, and range of within-patch movement of a stem-galling fly. *Ecological Entomology*, 26(1), 16-24.
- Curran, C. H. (1927). A new species of *Mallochiella* (Diptera: Milichiidae). *The Canadian Entomologist*, 59(2), 49-50.
- Curry, J. P., Byrne, D., & Schmidt, O. (2002). Intensive cultivation can drastically reduce earthworm populations in arable land. *European Journal of Soil Biology*, 38(2), 127-130.
- D'Antonio, C. M., Dudley, T. L., Mack., M. C. (1999). Disturbance and biological invasions: direct effects and feedbacks. Pages 413-452 in L. Walker, editor. *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier, Amsterdam.
- Daoust, S. P., Savage, J., Whitworth, T. L., Bélisle, M., & Brodeur, J. (2012). Diversity and Abundance of Ectoparasitic Blow Flies *Protocalliphora* (Diptera: Calliphoridae) and their *Nasonia* (Hymenoptera: Pteromalidae) Parasitoids in Tree Swallow Nests within Agricultural Lands of Southern Québec, Canada Diversity and Abundanc. *Annals of the Entomological Society of America*, 105(3), 471-478.
- Dar, W. D., & Twomlow, S. J. (2007). Managing agricultural intensification: The role of international research. *Crop Protection*, 26(3), 399-407.
- Davis, J. D., Debinski, D. M., & Danielson, B. J. (2007). Local and landscape effects on the butterfly community in fragmented midwest USA prairie habitats. *Landscape Ecology*, 22(9), 1341-1354.
- De La Mora, A., & Philpott, S. M. (2010). Wood-nesting ants and their parasites in forests and coffee agroecosystems. *Environmental entomology*, 39(5), 1473-81.

- De Marco, P., & Coelho, F. M. (2004). Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity and Conservation*, 13(7), 1245–1255.
- Decaëns, T., Jiménez, J. J., Barros, E., Chauvel, a., Blanchart, E., Fragoso, C., & Lavelle, P. (2004). Soil macrofaunal communities in permanent pastures derived from tropical forest or savanna. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103(2), 301–312.
- Delettre, Y. R. (2005). Short-range spatial patterning of terrestrial Chironomidae (Insecta: Diptera) and farmland heterogeneity. *Pedobiologia*, 49(1), 15–27.
- Delettre, Y. R., & Morvan, N. (2000). Dispersal of adult aquatic Chironomidae (Diptera) in agricultural landscapes. *Freshwater Biology*, 44(3), 399–411.
- Dent, D. H., & Wright, J. S. (2009). The future of tropical species in secondary forests: A quantitative review. *Biological Conservation*, 142(12), 2833–2843.
- Devine, G. J., & Furlong, M. J. (2007). Insecticide use: Contexts and ecological consequences. *Agriculture and Human Values*, 24(3), 281–306.
- Diamond, J. M. (1994). Ecological Collapses of Ancient Civilisations: The Golden Age That Never Was. *Bulletin of the American Academy of Arts and Sciences*, 47(5), 37–59.
- Diamond, J. M., & Case, T. J. (1986), *Community Ecology (Harper & Row, Publishers, Inc.)*, New York, New York.
- Diekötter, T., Billeter, R., & Crist, T. O. (2008). Effects of landscape connectivity on the spatial distribution of insect diversity in agricultural mosaic landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 9(3), 298–307.
- Diekötter, T., Haynes, K. J., Mazeffa, D., & Crist, T. O. (2007). Direct and indirect effects of habitat area and matrix composition on species interactions among flower-visiting insects. *Oikos*, 116(9), 1588–1598.
- Diekötter, T., Wamser, S., Wolters, V., Birkhofer., K., (2010). Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137(1-2), 108-112.
- Dodge, H. R. (1956). New north american Sarcophagidae, with some new synonymy (Diptera). *Annals of the Entomological Society of America*, 49(2), 182–190.
- Didham, R. K., Tylianakis, J. M., Hutchison, M. A., Ewers, R. M., & Gemmill, N. J. (2005). Genetic variability under mutation selection balance. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(9), 470–474.

- Douglas, D. J. T., Vickery, J. A., & Benton, T. G. (2010). Variation in arthropod abundance in barley under varying sowing regimes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135(1-2), 127–131.
- Duelli, P., Obrist, M. K., & Schmatz, D. R. (1999). Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1-3), 33–64.
- Edmiston, J. F., & Mathis, W. N. (2005). A review of two Nearctic species of the shore-fly genus *Philygria* Stenhammar: *P. debilis* Loew and *P. nigrescens* (Cresson) (Diptera: Ephydriidae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 107(1), 7–20.
- Eisenhauer, N., Partsch, S., Parkinson, D., & Scheu, S. (2007). Invasion of a deciduous forest by earthworms: Changes in soil chemistry, microflora, microarthropods and vegetation. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(5), 1099–1110.
- Emmerling, C. (2001). Response of earthworm communities to different types of soil tillage. *Applied Soil Ecology*, 17(1), 91–96.
- Eriksson, A. O., & Ehrlén, J. (1992). Seed and Microsite Limitation of Recruitment in Plant Populations. *Oecologia*, 91(3), 360–364.
- Evans, D. M., Pocock, M. J. O., Brooks, J., & Memmott, J. (2011). Seeds in farmland food-webs: Resource importance, distribution and the impacts of farm management. *Biological Conservation*, 144(12), 2941–2950.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., et al. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2), 101–112.
- Fauth, A. J. E., Bernardo, J., Camara, M., Resetarits, W. J., & Buskirk, J. Van. (1996). Simplifying the Jargon of Community Ecology : A Conceptual Approach, *The American Naturalist* 147(2), 282–286.
- Fischer, J., Batáry, P., Bawa, K. S., Brussaard, L., Chappell, M. J., Clough, Y., Daily, Gretchen C, Dorrough, J., Hartel, T., Jackson, L. E., Klein, A. M., Kremen, C., Kuemmerle, T., Lindenmayer, D. B., Mooney, H. A., Perfecto, I., Philpott, S. M., Tscharrntke, T., Vandermeer, J., Cherico Wanger, T., & Von Wehrden, H. (2011). Conservation : Limits of Land Sparing. *Science Letters*, 334(6056), 593–594.
- Fitzpatrick, S. M., & Keegan, W. F. (2007). Human impacts and adaptations in the Caribbean Islands: an historical ecology approach. *Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 98(01), 29–45.

- Floerl, O., Pool, T. K., & Inglis, G. J. (2004). Positive interactions between nonindigenous species facilitate transport by human vector. *Ecological Applications*, *14*(6), 1724–1736.
- Flohre, A., Fischer, C., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., Bommarco, R., Ceryngier, P., et al. (2011). Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. *Ecological Applications*, *21*(5), 1772–1781.
- Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. et Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, *309*(5734), 570–574.
- Fox, R. (2013). The decline of moths in Great Britain: a review of possible causes. *Insect Conservation and Diversity*, *6*(1), 5–19.
- Foy, C. L., Forney, D. R. & Cooley, W. E. (1983). « History of Weed Introduction » in *Exotic plant pests and North American Agriculture*, ed. Charles L. Wilson and Charles L. Graham (New York: Academic Press, 1983), 76-81.
- Fraser, P., & Piercy, J., (1998). The effects of cereal straw management practices on lumbricid earthworm populations. *Applied Soil Ecology*, *9*(1-3), 369–373.
- Gabriel, D., & Tschardtke, T. (2007). Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *118*(1-4), 43–48.
- Gabriel, D., Roschewitz, I., Tschardtke, T., & Thies, C. (2006). Beta Diversity at different spatial scales: plant communities in organic and conventional agriculture. *Ecological Applications*, *16*(5), 2011-2021.
- Gagic, V., Hänke, S., Thies, C., Scherber, C., Tomanović, Z., & Tschardtke, T. (2012). Agricultural intensification and cereal aphid-parasitoid-hyperparasitoid food webs: network complexity, temporal variability and parasitism rates. *Oecologia*, *170*(4), 1099–1109.
- Gaucherel, C., Burel, F., & Baudry, J. (2007). Multiscale and surface pattern analysis of the effect of landscape pattern on carabid beetles distribution. *Ecological Indicators*, *7*(3), 598–609.
- Gill, R. J., Ramos-Rodriguez, O., & Raine, N. E. (2012). Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature*, *491*(7422), 105–108.

- Godfray, H. C. J., Beddington, J. R., Crute, I. R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J. F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S. M. Toulmin, C. (2010). Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science (New York, N.Y.)*, 327(5967), 812–818.
- Gonzalez, A., Rayfield, B., & Lindo, Z. (2011). The disentangled bank: how loss of habitat fragments and disassembles ecological networks. *American Journal of Botany*, 98(3), 503–16.
- Gowdy, J. M., & Mcdaniel, C. N. (1999). The Physical Destruction of Nauru: An Example of Weak Sustainability. *Land Economics*, 75(2), 333–338.
- Grau, R., Kuemmerle, T., & Macchi, L. (2013). Beyond “land sparing versus land sharing”: environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(1), 1–7.
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W., & Balmford, A. (2005). Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307(5709), 550–555.
- Grégoire-Taillefer, A., & Wheeler, T.A., (2010). The effect of drainage ditches on Brachycera (Diptera) diversity in a southern Quebec peatland. *The Canadian Entomologist* 142(2), 160-172.
- Grégoire-Taillefer, A., & T.A. Wheeler. (2012). Community assembly of Diptera following restoration of mined boreal bogs: taxonomic and functional diversity. *Journal of Insect Conservation* 16(2), 165-176.
- Griffiths, G. C. D. (1993). Flies of the Nearctic Region, Cyclorrhapha II (Schizophora: Calyptratae) Anthomyiidae. Volume VIII, Part 2. Number 10., *E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart*, 1417-1632.
- Griffiths, B. S., & Philippot, L. (2013). Insights into the resistance and resilience of the soil microbial community. *FEMS microbiology reviews*, 37(2), 112–129.
- Grixti, J. C., Wong, L. T., Cameron, S. A., & Favret, C. (2009). Decline of bumble bees (*Bombus*) in the North American Midwest. *Biological Conservation*, 142(1), 75–84.
- Grüebler, M. U., Morand, M., & Naef-Daenzer, B. (2008). A predictive model of the density of airborne insects in agricultural environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 123(1-3), 75–80.
- Guerrero, I., Morales, M. B., Oñate, J. J., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., Clement, L. W., et al. (2011). Taxonomic and functional diversity of farmland bird communities

- across Europe: effects of biogeography and agricultural intensification. *Biodiversity and Conservation*, 20(14), 3663–3681.
- Haberl, H., Erb, K. H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, C., ... Fischer-Kowalski, M. (2007). Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(31), 12942–12947.
- Hackman, W. (1959). On the genus *Scaptomyza* Hardy (Dipt., Drosophilidae) with descriptions of new species from various parts of the world. *Acta Zoologica Fennica*, 97, 73.
- Haenke, S., Scheid, B., Schaefer, M., Tschardtke, T., & Thies, C. (2009). Increasing syrphid fly diversity and density in sown flower strips within simple vs. complex landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 1106–1114.
- Hale, C. M., Frelich, L. E., & Reich, P. B. (2006). Changes in Hardwood Forest Understory Plant Communities in Response to European Earthworm Invasions. *Ecology*, 87(7), 1637–1649.
- Hall, B., Motzkin, G., Foster, D. R., Syfert, M., Burk, J., & Forest, H. (2002). Three hundred years of forest and land-use change in Massachusetts, USA. *Journal of Biogeography*, 29, 1319–1335.
- Han, H.-Y., & Marshall, S. A. (1992). Two new species of *Ischiolepta* Lioy (Diptera: Sphaeroceridae) from North America with notes on their phylogenetic relationships. *The Canadian Entomologist*, 124(2), 313–323.
- Hardy, D. E. 1981. *Hylema* (*Delia*) *platura* (Meig.) pp. 36-38. In *Insects of Hawaii. A Manual of the Insects of the Hawaiian Islands, Including Enumeration of the species and Notes on Their Origin, Distribution, Hosts, Parasites, etc. Volume 14, Diptera: Cyclorrhapha IV, series schizophora, section calyptratae.* (The University Press of Hawaii). Honolulu. 491 pages.
- Hart, J. P., & Lovis, W. A. (2012). Reevaluating What We Know About the Histories of Maize in Northeastern North America: A Review of Current Evidence. *Journal of Archaeological Research*, 21(2), 175–216.
- Hawkes, C. (1974). Dispersal of adult cabbage root fly (*Erioischia brassicae* (Bouché)) in relation to a brassica crop. *Journal of Applied Ecology*, 11(1), 83-93.
- Hawkins, C. P., & MacMahon, J. A. (1989). Guilds: the Multiple Meanings of a Concept. *Annual Review of Entomology*, 34, 423-451.

- Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Desender, K., Aviron, S., Bailey, D., Diekotter, T., Lens, L., et al. (2009). Pervasive effects of dispersal limitation on within- and among-community species richness in agricultural landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, 18(5), 607–616.
- Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., et al. (2007). How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44(2), 340–351.
- Hendrix, P. F., & Bohlen, P. J. (2002). Exotic Earthworm Invasions in North America: Ecological and Policy Implications. *BioScience*, 52(9), 801.
- Herbold, B., & Moyle, P. B. (1986). Introduced species and vacant niches. *The American Naturalist*, 128(5), 751–760.
- Hierro, J. L., Villarreal, D., Eren, Ö., Graham, J. M., Callaway, R. M. (2006). Disturbance Facilitates Invasion: The Effects Are Stronger Abroad than at Home. *The American Naturalist*, 168(2), 144–156.
- Hogg, B. N., Nelson, E. H., Mills, N. J., & Daane, K. M. (2011). Floral resources enhance aphid suppression by a hoverfly. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 141(2), 138–144.
- Holzschuh, A., Dormann, C. F., Tschardtke, T., & Steffan-Dewenter, I. (2011). Expansion of mass-flowering crops leads to transient pollinator dilution and reduced wild plant pollination. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1723), 3444–51.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T. (2008). Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos*, 117(3), 354–361.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T. (2010). How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *The Journal of Animal Ecology*, 79(2), 491–500.
- Hudewenz, A., Klein, A.-M., Scherber, C., Stanke, L., Tschardtke, T., Vogel, A., Weigelt, A., et al. (2012). Herbivore and pollinator responses to grassland management intensity along experimental changes in plant species richness. *Biological Conservation*, 150(1), 42–52.
- Hughes, J. D. (2004). Social Structure and Environmental Impact in the Roman Empire. *Capitalism, Nature, Socialism*, 15(3), 2004.

- Hutton, S. A., & Giller, P. S. (2003). The effects of the intensification of agriculture on northern temperate dung beetle communities. *Journal of Applied Ecology*, 40(6), 994–1007.
- Jeanneret, P., Schüpbach, B., Pfiffner, L., & Walter, T. (2003). Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscape, *Landscape Ecology*, 18(3), 253–263.
- Jennings, N., & Pocock, M. J. O. (2009). Relationships between sensitivity to agricultural intensification and ecological traits of insectivorous mammals and arthropods. *Conservation Biology*, 23(5), 1195–203.
- Jobin, B., Baulieu, J., Grenier, M., Bélanger, L., Maisonneuve, C., Bordage, D., & Filion, B. (2004). Les paysages agricoles du Québec méridional. *Le Naturaliste Canadien*, 128(2), 92–98.
- Jobin, B., Latendresse, C., Grenier, M., Maisonneuve, C., & Sebbane, A. (2010). Recent landscape change at the ecoregion scale in Southern Québec (Canada), 1993 – 2001. *Environmental monitoring and assessment*, 164(1-4), 631–647.
- Kessler, M., Abrahamczyk, S., Bos, M., Buchori, D., Putra, D. D., Gradstein, S. R., Höhn, P., et al. (2009). Alpha and beta diversity of plants and animals along a tropical land-use gradient. *Ecological applications*, 19(8), 2142–2156.
- Kim, K. C. (1968). Revision of *Sphaerocera*, with description of a new genus, *Afromyia* (Diptera: Sphaeroceridae). *Annals of the Entomological Society of America*, 61(2), 296–312.
- Kirch, P. V. (2005). Archaeology and Global Change: The Holocene Record. *Annual Review of Anthropology*, 30, 409–440.
- Kleijn, D., Baquero, R. A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., et al. (2006). Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology letters*, 9(3), 243–54.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R., & Gilissen, N. (2001). Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, 413(6857), 723–5.
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E. D., Clough, Y., Díaz, M., et al. (2009). On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1658), 903–9.

- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H. G., & Tscharntke, T. (2011). Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution*, 26(9), 474–81.
- Klein, A.-M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1608), 303–13.
- Kohler, F., Verhulst, J., Knop, E., Herzog, F., & Kleijn, D. (2007). Indirect effects of grassland extensification schemes on pollinators in two contrasting European countries. *Biological Conservation*, 135(2), 302–307.
- Kőrösi, Á., Batáry, P., Orosz, A., Rédei, D., & Báldi, A. (2012). Effects of grazing, vegetation structure and landscape complexity on grassland leafhoppers (Hemiptera: Auchenorrhyncha) and true bugs (Hemiptera: Heteroptera) in Hungary. *Insect Conservation and Diversity*, 5(1), 57–66.
- Kromp, B. (1999). Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1-3), 187–228.
- Krooss, S., & Schaefer, M. (1998). The effect of different farming systems on epigeic arthropods: a five-year study on the rove beetle fauna (Coleoptera: Staphylinidae) of winter wheat. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 69(2), 121–133.
- Lal, R. (2007). Evolution of the plow over 10,000 years and the rationale for no-till farming. *Soil & Tillage Research*, 93(1), 1–12.
- Legendre, P., & Gallagher, E. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271–280.
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology (Elsevier S.)*. Amsterdam – New York.
- Leibold, M. A. (1995). Emphasizing new ideas to stimulate in ecology. *Ecology*, 76(5), 1371–1382.
- Letourneau, D. K., Allen, S. G. B., & Iii, J. O. S. (2012). Perennial habitat fragments, parasitoid diversity and parasitism in ephemeral crops. *Journal of Applied Ecology*, 49(6), 1405–1416.
- Lévesque-Beaudin, V., Wheeler, T.A. (2011). Spatial scale and nested patterns of beta-diversity in temperate forest Diptera. *Insect Conservation and Diversity* 4(4), 284-296.

- Levin, S. A. (1998). Ecosystems and the Biosphere as Complex Adaptive Systems. *Ecosystems*, 1(5), 431–436.
- Loreau, M., Mouquet, N., & Gonzalez, A. (2003). Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the National Academy of Science*, 100(22), 12765–12770.
- Losey, J. E., & Vaughan, M. (2006). The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience*, 56(4), 311–323.
- Lövei, G. L., Macleod, A., & Hickman, J. M. (1998). Dispersal and effects of barriers on the movement of the New Zealand hover fly *Melanostoma fasciatum* (Dipt., Syrphidae) on cultivated land. *Journal of Applied Entomology*, 122(1-5), 115–120.
- Maalouly, M., Franck, P., Bouvier, J.-C., Toubon, J.-F., & Lavigne, C. (2013). Codling moth parasitism is affected by semi-natural habitats and agricultural practices at orchard and landscape levels. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 169, 33–42.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity* (Blackwell publishing). 350 Malden, USA. 247 p.
- Maisonhaute, J.-É., & Lucas, É. (2011). Influence of landscape structure on the functional groups of an aphidophagous guild : Active-searching predators, furtive predators and parasitoids. *European Journal of Environmental Sciences*, 1(1), 41–50.
- Marini, L., Fontana, P., Klimek, S., Battisti, A., & Gaston, K. J. (2009). Impact of farm size and topography on plant and insect diversity of managed grasslands in the Alps. *Biological Conservation*, 142(2), 394–403.
- Marshall, S. A. (1982a). A revision of the Nearctic *Leptocera* (*Thoracochaeta* Duda) (Diptera: Sphaeroceridae). *The Canadian Entomologist*, 114(1), 63–78.
- Marshall, S. A. (1982b). A revision of *Halidayina* Duda (Diptera: Sphaeroceridae). *The Canadian Entomologist*, 114(9), 841–847.
- Marshall, S. A. (1983). The genus *Bromeloecia* Spuler in North America (Diptera: Sphaeroceridae: Limosiniinae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 85(1), 32–35.
- Marshall, S. A. (1985). A revision of the genus *Spelobia* Spuler (Diptera: Sphaeroceridae) in North America and Mexico. *Transactions of the American Entomological Society*, 111(1), 1-101.

- Marshall, S. A. (1986). A revision of the Nearctic species of the genus *Pullimosina* (Diptera, Sphaeroceridae). *Canadian Journal of Zoology*, 64(2), 522–536.
- Marshall, S. A. (1987a). *Herniosina voluminosa*: A new Sphaerocerid of isolated phylogenetic position described from northeastern North America (Diptera: Sphaeroceridae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 89(4), 711–714.
- Marshall, S. A. (1987b). A review of the Holarctic genus *Terrilimosina* (Diptera: Sphaeroceridae), with descriptions of new species from Nepal and Japan. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 89(3), 502–511.
- Marshall, S. A. (1997). *Limomyza*, a new genus of primitive Limosiniinae (Diptera: Sphaeroceridae), with five new species from United States, Mexico, and Central America. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 99(2), 279–289.
- Marshall, S. A. (1999). New species in the genera *Minilimosina* Rohacek and *Phthitia* Enderlein (Diptera: Sphaeroceridae) from ancient Sitka Spruce (Pinaceae) forest. *The Canadian Entomologist*, 131(6), 707–713.
- Marshall, S. A. (2003). A new cavernicolous *Spelobia* Spuler (Diptera: Sphaeroceridae: Limosiniinae) from the eastern United States. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 105(1), 149–153.
- Marshall, S. A., & Fitzgerald, S. (1997). *Rudolfina cavernicola*, a new species of cave-associated Sphaeroceridae (Diptera) from Colorado and Arizona. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 99(4), 641–644.
- Marshall, S. A., & Montagnes, D. J. S. (1988). *Ceroptera longicauda*, a second North American species in the kleptoparasitic genus *Ceroptera* Macquart (Diptera: Sphaeroceridae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 90(2), 189–192.
- Marshall, S. A., & Montagnes, D. J. S. (1990). The pacific species of *Trachyopella* Duda, (Diptera: Sphaeroceridae). *Invertebrate Taxonomy*, 3(6), 851–875.
- Marshall, S. A., & Norrbom, A. L. (1992). A revision of the new world species of *Norrbomia* (Diptera: Sphaeroceridae), including all American species previously placed in *Borborillus*. *Insecta Mundi*, 6(3-4), 151–181.
- Marshall, S. A., & Rohacek, J. R. (1982). Two new species and a new Nearctic record in Genera *Apteromyia* and *Nearcticorpus* (Diptera: Sphaeroceridae). *Entomological Society of America*, 75(6), 642–648.

- Marshall, S. A., & Rohacek, J. R. (1984). A revision of the genus *Telomerina* Rohacek (Diptera, Sphaeroceridae). *Systematic Entomology*, 9(2), 127–163.
- Marshall S. A. (2012). Flies: The natural history and diversity of Diptera. *Firefly Books*. 616 p.
- Matson, P. A., & Vitousek, P. M. (2006). Agricultural Intensification: Will Land Spared from Farming be Land Spared for Nature? *Conservation Biology*, 20(3), 709–710.
- McAlpine, J. F., Peterson, B.V., Shewell, G.E., Teskey, H.J., Vockeroth J. R., Wood, D. M. (eds) (1981) Manual of Nearctic Diptera Vol. 1, Agriculture Canada Monograph 27, Ottawa
- McAlpine, J. F., Peterson, B.V., Shewell, G.E., Teskey, H.J., Vockeroth J. R., Wood, D. M. (eds) (1987) Manual of Nearctic Diptera Vol. 2, Agriculture Canada Monograph 28, Ottawa.
- McDaniels, C. N., & Gowdy, J. M. (1999). Paradise for sale: A Parable of Nature. (*University of California Press*). 239p .
- Meats, A., Edgerton, J.E. (2008). Short- and long-range dispersal of the Queensland fruit fly, *Bactrocera tryoni* and its relevance to invasive potential, sterile insect technique and surveillance trapping. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 48(9), 1237-1245.
- Menta, C., Leoni, A., Gardi, C., & Conti, F. D. (2011). Are grasslands important habitats for soil microarthropod conservation? *Biodiversity and Conservation*, 20(5), 1073–1087.
- Merckx, T., & Berwaerts, K. (2010). What type of hedgerows do Brown hairstreak (*Thecla betulae* L.) butterflies prefer? Implications for European agricultural landscape conservation. *Insect Conservation and Diversity*, 3(3) 194–204.
- Merrill, W. L., Hard, R. J., Mabry, J. B., Fritz, G. J., Adams, K. R., Roney, J. R., & Macwilliams, A. C. (2009). The diffusion of maize to the southwestern United States and its impact. *Proceedings of the National Academy of Science*, 106(50), 21019–21026.
- Millán de la Peña, N., Butet, A., Delettre, Y., Morant, P., & Burel, F. (2003). Landscape context and carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) communities of hedgerows in western France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 94(1), 59–72.
- Mills, N. E., & Semlitsch, R. D. (2009). Competition and predation mediate the indirect effects of an insecticide on southern leopard frogs. *Ecological Applications*, 14(4), 1041–1054.

- Mooney, H. A., & Cleland, E. E. (2001). The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Science*, 98(10), 5446–5451.
- Mooney, H., Cropper, A., & Reid, W. (2005). Confronting the human dilemma: How can ecosystems provide sustainable services to benefit society? *Nature*, 434, 561–562.
- Morse R. A., Calderone, N. W. (2000). The value of honey bees as pollinators of the U.S. crops in 2000. *Bee culture*, 128, 1-15.
- Mt. Pleasant, J. (2011). The Paradox of Plows and Productivity: An Agronomic Comparison of Cereal Grain Production under Iroquois Hoe Culture and European Plow Culture in the Seventeenth and Eighteenth Centuries. *The Agricultural History Society*, 85(4), 460–492.
- Mutshinda, C. M., O’Hara, R. B., & Woiwod, I. P. (2009). What drives community dynamics? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1669), 2923–2929.
- Nagendra, H. (2002). Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography*, 22(2), 175–186.
- Nilssen, A. C., & Anderson, J. R. (1995). Flight capacity of the reindeer warble fly, *Hypoderma tarandi* (L.), and the reindeer nose bot fly, *Cephenemyia trompe* (Modeer) (Diptera: Oestridae), *Canadian Journal of Zoology*, 73(7), 1228–1238.
- Norrbom, A. L., & Kim, K. C. (1984). The taxonomic status of *Lotophila* Lioy, with a review of *L. atra* (Meigen) (Diptera: Sphaeroceridae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 86(2), 305–311.
- Norrbom, A. L., & Kim, K. C. (1985). Taxonomy and phylogenetic relationships of *Copromyza* Fallen (s.s.) (Diptera: Sphaeroceridae). *Annals of the Entomological Society of America*, 78(3), 331–347.
- Oatman, E.R. (1966) An ecological study of cabbage looper and imported cabbageworm populations on cruciferous crops in southern California. *Journal of Economic Entomology*, 59(5), 1134–1139.
- Odegaard, F. (2000). How many species of arthropods? Erwin’s estimate revised. *Biological Journal of the Linnean Society*, 71(4), 583–597.
- Økland, R. H. (1999). On the variation explained by ordination and constrained ordination axes. *Journal of Vegetation Science*, 10(1), 131–136.
- Orrock, J. L., Curler, G. R., Danielson, B. J., & Coyle, D. R. (2011). Large-scale experimental landscapes reveal distinctive effects of patch shape and connectivity on arthropod communities. *Landscape Ecology*, 26(10), 1361–1372.

- Östman, Ö., Ekbom, B., & Bengtsson, J. (2001). Landscape heterogeneity and farming practice influence biological control. *Basic and Applied Ecology*, 2(4), 365–371.
- Papp, L. (1983). Three new species of *Elachisoma* Rondani, 1880 (Diptera: Sphaeroceridae). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 29(4), 451–459.
- Peoples, M. A., Barton, C. M., & Schmich, S. (2006). Resilience Lost: Intersecting Land Use and Landscape Dynamics in the Prehistoric Southwestern United States. *Ecology and Society*, 11(2), online.
- Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2010). The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(13), 5786–5791.
- Péruze, J. R., & Wheeler, T. A. (2000). Revision of the Nearctic species of *Lauxania* (Diptera: Lauxaniidae). *The Canadian Entomologist*, 132(4), 411–427.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., & Green, R. E. (2011). Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science (New York, N.Y.)*, 333(6047), 1289–1291.
- Philpott, S M, Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2008). Effects of predatory ants on lower trophic levels across a gradient of coffee management complexity. *The Journal of Animal Ecology*, 77(3), 505–511.
- Philpott, Stacy M., Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2006). Effects of Management Intensity and Season on Arboreal Ant Diversity and Abundance in Coffee Agroecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 15(1), 139–155.
- Pielou, E. C. (1991). *After the Ice Age: The Return of Life to Glaciated North America*. (Chicago: University of Chicago press), 376 p.
- Postma-Blaauw, M. B., De Goede, R. G. M., Bloem, J., Faber, J. H., & Brussaard, L. (2010). Soil biota community structure and abundance under agricultural intensification and extensification. *Ecology*, 91(2), 460–473.
- Potts, S. G., Woodcock, B. A., Roberts, S. P. M., Tscheulin, T., Pilgrim, E. S., Brown, V. K., & Tallwin, J. R. (2009). Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 46(2), 369–379.
- Power, E. F., Kelly, D. L., & Stout, J. C. (2012). Organic farming and landscape structure: effects on insect-pollinated plant diversity in intensively managed grasslands. *PloS ONE*, 7(5), e38073.

- Primdahl, J., Peco, B., Schramek, J., Andersen, E., & Oñate, J. J. (2003). Environmental effects of agri-environmental schemes in Western Europe. *Journal of Environmental Management*, 67(2), 129–138.
- Pulleman, M., Six, J., Uyl, A., Marinissen, J. C. Y., & Jongmans, A. G. (2005). Earthworms and management affect organic matter incorporation and microaggregate formation in agricultural soils. *Applied Soil Ecology*, 29(1), 1–15.
- Purtauf, T., Roschewitz, I., Dauber, J., Thies, C., Tschardtke, T., & Wolters, V. (2005). Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 108(2), 165–174.
- Pywell, R. F., Meek, W. R., Loxton, R. G., Nowakowski, M., Carvell, C., & Woodcock, B. A. (2011). Ecological restoration on farmland can drive beneficial functional responses in plant and invertebrate communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(1-2), 62–67.
- Ragsdale, D. W., Landis, D. A., Brodeur, J., Heimpel, G. E., & Desneux, N. (2011). Ecology and management of the soybean aphid in North America. *Annual review of entomology*, 56, 375–399.
- Reid, W. J., Wright, R. C., Peacock, W. M. (1940). Prevention of damage by the seed-corn maggot to potato seed pieces. *U. S. Department of Agriculture Technical Bulletin*, 19, 38pp.
- Richards, O. W. (1930). The British species of Sphaeroceridae (Borboridae, Diptera). *Proceedings of the Zoological Society of London*, (18), 261–345.
- Richards, O. W. (1959). On two N. american species of *Leptocera* Oliv., subgenus *Coproica* RDI., with a review of the subgenus (Dipt., Sphaeroceridae). *Journal of Natural History*, 2(16), 199–208.
- Rioux Paquette, S., Garant, D., Pelletier, F., and Belisle, M. (2013) Seasonal patterns in tree swallow prey (Diptera) abundance are affected by agricultural intensification. *Ecological Applications*, 23(1), 122–133
- Rizali, A., Clough, Y., Buchori, D., Hosang, M. L. A., Bos, M. M., & Tschardtke, T. (2012). Long-term change of ant community structure in cacao agroforestry landscapes in Indonesia. *Insect Conservation and Diversity*, 6(3) 328–338.
- Rodriguez, L. F. (2006). Can Invasive Species Facilitate Native Species? Evidence of How, When, and Why These Impacts Occur. *Biological Invasions*, 8(4), 927–939.

- Rohacek, J., & Marshall, S. A. (1985). *Monografie III. The genus Trachyopella Duda (Diptera, Sphaeroceridae) of the Holarctic region* (p. 109). Torino: Museo Regionale di Scienze Naturali.
- Roschewitz, I., Thies, C., & Tschardtke, T. (2005). Are landscape complexity and farm specialisation related to land-use intensity of annual crop fields? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105(1-2), 87–99.
- Rudel, T. K., Schneider, L., Uriarte, M., Turner, B. L., DeFries, R., Lawrence, D., Geoghegan, J., et al. (2009). Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970-2005. *Proceedings of the National Academy of Science*, 106(49), 20675–20680.
- Sabrosky, C. W. (1936). A synopsis of the Nearctic species of *Oscinella* and *Madiza*, based on a study of the types (Diptera, Chloropidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 29(4), 707–728.
- Sabrosky, C. W. (1939). The European frit fly and its form in North America. *Michigan Agricultural Experiment Station*, (351), 321–324.
- Sabrosky, C. W. (1940a). Twelve new north american species of *Oscinella* (Diptera, Chloropidae). *The Canadian Entomologist*, 72(11), 214–230.
- Sabrosky, C. W. (1940b). Twelve new North American species of *Oscinella* (Diptera, Chloropidae). *The Canadian Entomologist*, 72(11), 214–230.
- Sabrosky, C. W. (1941). The Hippelates flies or eye gnats: Preliminary notes. *The Canadian Entomologist*, 73(2), 23–27.
- Sabrosky, C. W. (1943). A revised synopsis of Nearctic *Thaumatomyia* (= *Chloropisca*) (Diptera, Chloropidae). *The Canadian Entomologist*, 75(6), 109–118.
- Sabrosky, C. W. (1948). A synopsis of the Nearctic species of *Elachiptera* and related genera (Diptera, Chloropidae). *Journal of the Washington Academy of Sciences*, 38(11), 365–382.
- Sabrosky, C. W. (1951). A review of the Nearctic species of *Lasiopleura* (Diptera, Chloropidae). *The Canadian Entomologist*, 83(12), 336–343.
- Sabrosky, C. W. (1959). A revision of the genus *Pholeomyia* in North America (Diptera, Milichiidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 52(3), 316–331.
- Sabrosky, C. W. (1961). A new Nearctic species of *Stenoscinis*, with key to the species of the western hemisphere (Diptera, Chloropidae). *Entomological News*, 72, 19–23.

- Sabrosky, C. W. (1980). New genera and new combinations in Nearctic Chloropidae (Diptera). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 82(3), 412–429.
- Sabrosky, C. W., & Valley, K. R. (1987). A new *Elachiptera* from salt marshes, with redescription of *E. penita* and partially revised key to Nearctic *Elachiptera* (Diptera: Chloropidae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 89(3), 581–586.
- Savage, J., Wheeler, T. a., Moores, A. M. A., & Grégoire-Taillefer, A. (2011). Effects of habitat size, vegetation cover, and surrounding land use on Diptera diversity in temperate nearctic Bogs. *Wetlands*, 31(1), 125–134.
- Sax, D. F., & Brown, J. H. (2000). The paradox of invasion. *Global Ecology & Biogeography*, 9, 363–371.
- Schmidt, M. H., Roschewitz, I., Thies, C., & Tschardtke, T. (2005). Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 281–287.
- Schmidt, M. H., Thies, C., Nentwig, W., & Tschardtke, T. (2008). Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. *Journal of Biogeography*, 35(1), 157-166.
- Schmitz, M. F., Sánchez, I. A., & de Aranzabal, I. (2007). Influence of management regimes of adjacent land uses on the woody plant richness of hedgerows in Spanish cultural landscapes. *Biological Conservation*, 135(4), 542–554.
- Schriever, C. A., Ball, M. H., Holmes, C., Maund, S., & Liess, M. (2007). Agricultural intensity and landscape structure: influences on the macroinvertebrate assemblages of small streams in northern Germany. *Environmental Toxicology and Chemistry / SETAC*, 26(2), 346–357.
- Schulz, R., & Liess, M. (1999). A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquatic Toxicology*, 46(3-4), 155–176.
- Schweiger, O., Maelfait, J. P., Wingerden, W., Hendrickx, F., Billeter, R., Speelmans, M., Augenstein, I., et al. (2005). Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology*, 42(6), 1129–1139.
- Schweiger, O., Musche, M., Bailey, D., Billeter, R., Diekötter, T., Hendrickx, F., Herzog, F., et al. (2007). Functional richness of local hoverfly communities (Diptera, Syrphidae) in response to land use across temperate Europe. *Oikos*, 116(3), 461–472.

- Seabloom, E. W., Harpole, W. S., Reichman, O. J., & Tilman, D. (2003). Invasion, competitive dominance, and resource use by exotic and native California grassland species. *Proceedings of the National Academy of Science*, *100*(23), 13384–13389.
- Seabloom, E. W., Williams, J. W., Slayback, D., Stoms, D. M., Viers, J. H., & Dobson, A. P. (2006). Human impacts, plant invasion, and imperiled plant species in California. *Ecological applications*, *16*(4), 1338–1350. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16937802>
- Skevington, J. H. & Dang, P. T. E. (2002). Exploring the diversity of flies (Diptera). *Biodiversity* *3*(4): 3-27.
- Smith, R., Mcswiney, C., Grandy, a, Suwanwaree, P., Snider, R., & Robertson, G. (2008). Diversity and abundance of earthworms across an agricultural land-use intensity gradient. *Soil and Tillage Research*, *100*(1-2), 83–88.
- Sotherton, N. W. (1998). Land use changes and the decline of farmland wildlife: An appraisal of the set-aside approach. *Biological Conservation*, *83*(3), 259–268.
- Stalker, H. D. (1945). On the biology and genetics of *Scaptomyza graminum* Fallen (Diptera, Drosophilidae). *Genetics*, *30*(3), 266–279.
- Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T. (1999). Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia*, *121*(3), 432–440.
- Steffan-Dewenter, I., Kessler, M., Barkmann, J., Bos, M. M., Buchori, D., Erasmi, S., Faust, H., et al. (2007). Tradeoffs between income, biodiversity, and ecosystem functioning during tropical rainforest conversion and agroforestry intensification. *Proceedings of the National Academy of Science*, *104*(12), 4973–4978.
- Stephens, P. R., & Wiens, J. J. (2009). Bridging the gap between community ecology and historical biogeography : niche conservatism and community structure in emydid turtles. *Molecular Ecology*, *18*(22), 4664–4679.
- Stenchly, K., Clough, Y., Buchori, D., & Tschardtke, T. (2011). Spider web guilds in cacao agroforestry - comparing tree, plot and landscape-scale management. *Diversity and Distributions*, *17*(4), 748–756.
- Steyskal, G. (1946). *Themira nigricornis* Meigen in North America, with a revised key to the Nearctic species of *Themira* (Diptera: Sepsidae). *Entomological News*, *57*(4), 93–95.
- Stoate, C., Báldi, a, Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., Van Doorn, a, De Snoo, G. R., et al. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. *Journal of Environmental Management*, *91*(1), 22–46.

- Stoate, C., Boatman, N. ., Borralho, R. ., Carvalho, C. R., Snoo, G. R. D., & Eden, P. (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63(4), 337–365.
- Strauss, S. Y., Lau, J. a, & Carroll, S. P. (2006). Evolutionary responses of natives to introduced species: what do introductions tell us about natural communities? *Ecology letters*, 9(3), 357–74.
- Sturtevant, A. H. (1954). Synopses of Nearctic Ephydriidae (Diptera). *Transactions of the American Entomological Society*, 79(20), 151–257.
- Swinton, S. M., Lupi, F., Robertson, G. P., & Hamilton, S. K. (2007). Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics*, 64(2), 245–252.
- Takács-sánta, A. (2004). The Major Transitions in the History of Human Transformation of the Biosphere. *Human Ecology Review*, 11(1), 51–66.
- Tanno, K. I., & Willcox, G. (2006). How Fast Was Wild Wheat Domesticated? *Science*, 311(5769), 1886.
- Taylor, R. L., Maxwell, B. D., & Boik, R. J. (2006). Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 116(3-4), 157–164.
- Tellier, S. (2006). Les pesticides en milieu agricole : état de la situation environnementale et initiative prometteuse. *Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs*, 82p.
- Templet, P. H. (1998). The neglected benefits of protecting ecological services: a commentary provided to the ecological economics forum. *Ecological Economics*, 25(1), 53–55.
- Teodoro, A. V., Muñoz, A., Tschardtke, T., Klein, A.-M., & Tylianakis, J. M. (2011). Early succession arthropod community changes on experimental passion fruit plant patches along a land-use gradient in Ecuador. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(1-2), 14–19.
- Thies, C., Haenke, S., Scherber, C., Bengtsson, J., Bommarco, R., Clement, L. W., Ceryngier, P., et al. (2011). The relationship between agricultural intensification and biological control: experimental tests across Europe. *Ecological Applications*, 21(6), 2187–2196.
- Tilman, D. (1997). Community Invasibility, Recruitment Limitation, and Grassland Biodiversity. *Ecology*, 78(1), 81–92.

- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., & Befort, B. L. (2011). Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Science*, *108*(50), 20260–20264.
- Timms, L. L., Bowden, J. J., Summerville, K. S., & Buddle, C. M. (2012). Does species-level resolution matter? Taxonomic sufficiency in terrestrial arthropod biodiversity studies. *Insect Conservation and Diversity*, *6*(4) 453–462.
- Torma, A., & Császár, P. (2012). Species richness and composition patterns across trophic levels of true bugs (Heteroptera) in the agricultural landscape of the lower reach of the Tisza River Basin. *Journal of Insect Conservation*, *17*(1), 35–51.
- Tscharntke, T., Batáry, P., & Dormann, C. F. (2011). Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *143*(1), 37–44.
- Tscharntke, T., Bommarco, R., Clough, Y., Crist, T. O., Kleijn, D., Rand, T. A., Tylianakis, J. M., et al. (2007). Conservation, biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological Control*, *43*(3), 294–309.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T. C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J., et al. (2012). Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* *151*(1), 53-59.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity ecosystem service management. *Ecology Letters*, *8*(8), 857–874.
- Tscharntke, T., Sekercioglu, C. H., Dietsch, T. V, Sodhi, N. S., Tylianakis, J. M., Jason, M., & Dietsch, V. (2008). Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology*, *89*(4), 944–951.
- Tylianakis, J. M., Klein, A., & Tscharntke, T. (2005). Spatiotemporal Variation in the Diversity of Hymenoptera across a Tropical Habitat Gradient. *Ecology*, *86*(12), 3296–3302.
- Tylianakis, J. M., Tscharntke, T., & Lewis, O. T. (2007). Habitat modification alters the structure of tropical host-parasitoid food webs. *Nature*, *445*(7124), 202–5.
- Vasseur, C., Joannon, A., Aviron, S., Burel, F., Meynard, J.-M., & Baudry, J. (2012). The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? *Agriculture, Ecosystems & Environment*. *166*, 3–14

- Vayssières, J., Vigne, M., Alary, V., & Lecomte, P. (2011). Integrated participatory modelling of actual farms to support policy making on sustainable intensification. *Agricultural Systems*, 104(2), 146–161.
- Vickery, J. A., Bradbury, R. B., Henderson, I. G., Eaton, M. A., & Grice, P. V. (2004). The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biological Conservation*, 119(1), 19–39.
- Vockeroth, D., Skevington, J., & Dang, P. T. (2002). Exploring the diversity of flies (Diptera). *Biodiversity*, 3(4).
- Vollhardt, I. M. G., Tschardtke, T., Wäckers, F. L., Bianchi, F. J. J. A., & Thies, C. (2008). Diversity of cereal aphid parasitoids in simple and complex landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 126(3-4), 289–292.
- Von Berg, K., Thies, C., Tschardtke, T., & Scheu, S. (2010). Changes in herbivore control in arable fields by detrital subsidies depend on predator species and vary in space. *Oecologia*, 163(4), 1033–1042.
- Wackernagel, M., Schulz, N. B., Deumling, D., Linares, A. C., Jenkins, M., Kapos, V., Monfreda, C., et al. (2002). Tracking the ecological overshoot of the human economy. *Proceedings of the National Academy of Science*, 99(14), 9266–9271.
- Wardle, D. A., Nicholson, K. S., Bonner, K. I., & Yeates, G. W. (1999). Effects of agricultural intensification on soil-associated arthropod population dynamics, community structure, diversity and temporal variability over a seven-year period. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(12), 1691–1706.
- Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T. (2003). Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale. *Ecology Letters*, 6(11), 961–965.
- Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T. (2006). Foraging trip duration of bumblebees in relation to landscape-wide resource availability. *Ecological Entomology*, 31(4), 389–394.
- Whittaker, R. H. (2000). *Communities and Ecosystems (MacMillan Publishing Co.)*, New York, New York.
- Whitworth, T. L. (2006). Keys to the genera and species of blow flies (Diptera: Calliphoridae) of America north of Mexico. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 108(3), 689-725.
- Wickings, K., Stuart Grandy, A., Reed, S., & Cleveland, C. (2010). Management intensity alters decomposition via biological pathways. *Biogeochemistry*, 104(1-3), 365–379.

- Wielgoss, A., Clough, Y., Fiala, B., Rumede, A., & Tschardtke, T. (2012). A minor pest reduces yield losses by a major pest: plant-mediated herbivore interactions in Indonesian cacao. *Journal of Applied Ecology*, 49(2), 465–473.
- Wiens, J. A. (1994). *The Ecology of Bird Communities. Volume 1-2. (Cambridge University Press)*. New York, New York.
- Wilby, A., & Thomas, M. B. (2002). Natural enemy diversity and pest control: patterns of pest emergence with agricultural intensification. *Ecology Letters*, 5(3), 353–360.
- Wilby, A., Lan, L. P., Heong, K. L., Huyen, N. P. D., Quang, N. H., Minh, N. V., & Thomas, M. B. (2006). Arthropod diversity and community structure in relation to land use in the Mekong Delta, Vietnam. *Ecosystems*, 9(4), 538–549.
- Winqvist, C., Bengtsson, J., Aavik, T., Berendse, F., Clement, L. W., Eggers, S., Fischer, C., et al. (2011). Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 570–579.
- With, K. A., & King, A. W. (2004). The effect of landscape structure on community self-organization and critical biodiversity. *Ecological Modelling*, 179(3), 349–366.
- World Bank (2008). *World Development Report 2008: Agriculture for development* (World Bank, Washington, DC, 2008).
- 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), 605–11.
- Wynne-Jones (2013). Connecting payments for ecosystem services and agri-environment regulation: An analysis of the Welsh Glastir Scheme. *Journal of Rural Studie* 31, 77-86.
- Yaacobi, G., Ziv, Y., & Rosenzweig, M. L. (2006). Effects of interactive scale-dependent variables on beetle diversity patterns in a semi-arid agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 22(5), 687–703.
- Zabel, J., & Tschardtke, T. (1998). Does fragmentation of *Urtica* habitats affect phytophagous and predatory insects differentially? *Oecologia*, 116(3), 419–425.
- Zhang, W., Ricketts, T. H., Kremen, C., Carney, K., & Swinton, S. M. (2007). Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64(2), 253-260.